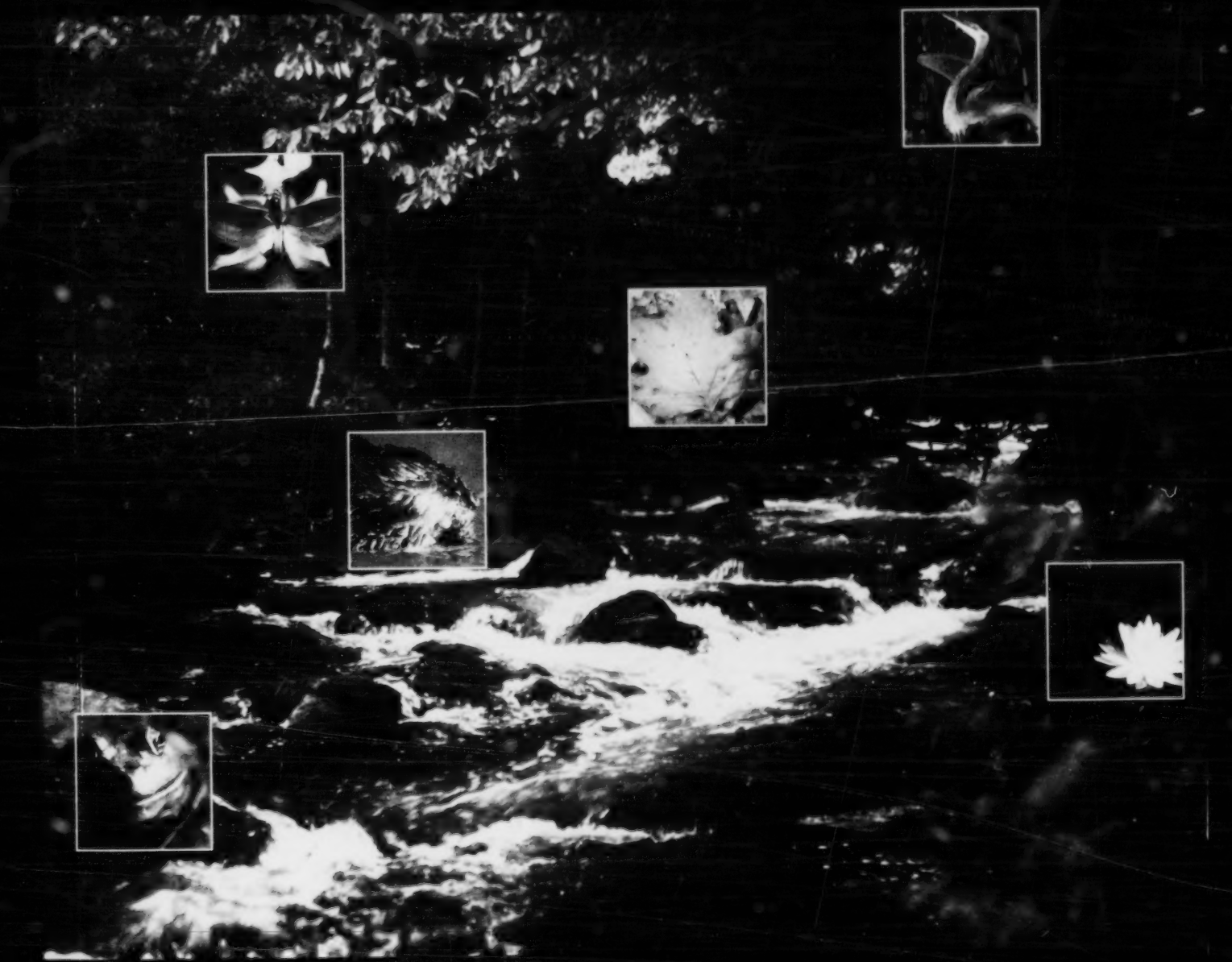
# Quand l'habitat est-il suffisant?

Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs

**deuxième édition**



Environnement Canada

Environment Canada

**Pour commander des imprimés de ce guide, veuillez communiquer avec :**

Environnement Canada
Service canadien de la faune
4905, rue Dufferin
Downsview (Ontario) M3H 5T4

Tél. : (416) 739-5830 Fax. : (416) 739-5845 Courriel : Wildlife.Ontario@ec.gc.ca

Ce rapport est résumé dans la fiche d'information intitulée *Quand l'habitat est-il suffisant?*
Une version électronique de ce document est accessible à l'adresse suivante :
www.on.ec.gc.ca/wildlife/publications-f.html.

Les publications du Service canadien de la faune sont accessibles en ligne, à l'adresse URL suivante :
www.on.ec.gc.ca/wildlife. Toutes les publications sont offertes en formats HTML
et PDF pour des raisons d'accessibilité et de commodité.

Ce guide a été imprimé sur du papier recyclé avec une encre à base d'huile végétale.

Publié par le ministère de l'Environnement

© Travaux publics et Services gouvernementaux Canada, 2004

No de catalogue CW66-164/2004F ISBN 0-662-35918-6

Also available in English under the title: *How Much Habitat is Enough? A Framework for Guiding Habitat Rehabilitation in Great Lakes Areas of Concern, Second Edition.*

Le financement de la deuxième édition provient du Fonds pour la pérennité des Grands Lacs d'Environnement Canada et du Service canadien de la faune, Région de l'Ontario.

**Références photographiques :**
Photo principale de la couverture avant : John Mitchell

Couverture avant : *Grand héron* - Eric Dresser, *Cabomegon gracieux* - Douglas A. Wilcox, *Rat musqué* - Eric Dresser, *Feuille de tulipier* - SCF, *Nénuphar* - Eric Dresser, *Grenouille* - John Mitchell

## *À propos du Service canadien de la faune*

Le Service canadien de la faune (SCF), une composante d'Environnement Canada, s'occupe des questions liées aux espèces sauvages qui relèvent du gouvernement fédéral. Ses responsabilités incluent la protection et la gestion des oiseaux migrateurs, des habitats d'importance nationale et des espèces en voie disparition. Le SCF réalise également des travaux liés à des questions fauniques ayant une portée nationale et internationale. Il est aussi reconnu pour ses recherches dans de nombreux domaines de la biologie des espèces sauvages. Finalement, le SCF administre des programmes d'encouragement en matière d'intendance des terres et de dons.

Canada

104-06811/

# Sommaire exécutif

Le document *Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* contient des lignes directrices générales et des renseignements de nature scientifique qui peuvent aider les spécialistes de la restauration gouvernementaux et non gouvernementaux, les planificateurs et autres intervenants du domaine de la conservation et de la préservation du patrimoine naturel à faire en sorte que les habitats humides, riverains et forestiers puissent supporter des populations fauniques minimales et viables et faciliter le maintien des fonctions et des caractéristiques de certains écosystèmes. Le *Cadre d'orientation* contient dix-huit lignes directrices sur les habitats humides, riverains et forestiers ainsi que les justifications connexes. Dans les secteurs préoccupants (SP) des Grands Lacs, il peut faciliter non seulement l'établissement de critères de retrait afférents à l'altération des utilisations bénéfiques de l'habitat des poissons et d'autres espèces sauvages, mais aussi l'atteinte des objectifs de rétablissement de ces utilisations. Il peut également orienter les activités de restauration de l'habitat dans les secteurs qui ne sont plus considérés comme des secteurs préoccupants.

L'évaluation de 2002 a révélé que la première édition du *Cadre d'orientation* a été employée amplement, tant dans les secteurs préoccupants qu'à l'extérieur. Le cadre a servi de guide pour l'établissement de cibles en matière de restauration et de localisation des projets de restauration (comme il avait été prévu au départ) ainsi que de fondement scientifique pour les organismes voués à la protection de l'habitat et au recensement des réseaux du patrimoine naturel. Étant donné qu'il doit être fondé sur l'information scientifique la plus récente, la deuxième édition contient un examen de documents pertinents parus depuis la première édition publiée en 1998. Des changements importants ont été apportés à deux lignes directrices – « *Quantité de végétation naturelle adjacente au milieu humide* » et « *Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé* » depuis la publication de la première édition. Quatre autres lignes directrices ont été légèrement modifiées – « *Taille des milieux humides* », « *Forme des milieux humides* », « *Total des sédiments en suspension* », « *Paysages fragmentés et rôle des couloirs* ».

Pour illustrer l'application du *Cadre d'orientation* dans les secteurs préoccupants, nous présentons un sommaire de son utilisation dans le secteur préoccupant du bras Severn. Nous exposons également la Stratégie sur le patrimoine naturel terrestre, qui est en voie d'élaboration à Toronto et qui va au-delà des lignes directrices générales exposées dans le *Cadre d'orientation*; la stratégie prend en considération les conditions locales et l'effet sur l'habitat de la matrice des utilisations des terres dans un paysage donné. La clé du maintien d'habitats fauniques adéquats réside dans la protection des habitats existants. La deuxième édition contient donc des suggestions sur l'utilisation du *Cadre d'orientation* à des fins d'aménagement du territoire.

Le *Cadre d'orientation* est conçu de manière à ce que l'on puisse en élargir la portée et l'adapter aux conditions locales actuelles ou passées. Nous espérons qu'il continuera à guider la mise au point de stratégies de conservation de l'habitat, l'établissement de réseaux du patrimoine naturel et l'élaboration de lignes directrices concernant d'autres types d'habitats, dont les prairies.

# Remerciements

De nombreuses personnes ont contribué à l'élaboration du *Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs (Cadre d'orientation)* depuis son établissement en 1995 et la publication de la première édition en 1998. Le projet a été mené et parrainé par le ministère de l'Environnement de l'Ontario, le Service canadien de la faune d'Environnement Canada et le ministère des Richesses naturelles l'Ontario. Al Sandilands et Chris Wren, de la société Ecological Services for Planning Ltd., ont contribué à l'élaboration de la première édition. En outre, des organismes œuvrant dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs ou à l'extérieur, y compris des groupes voués à la conservation de l'environnement, des experts-conseils du secteur privé, Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et le ministère de l'Environnement de l'Ontario, ont fourni l'expertise nécessaire à la réalisation du projet. Finalement, le Fonds d'assainissement des Grands Lacs d'Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario en ont assuré le financement.

La deuxième édition résulte d'une évaluation du document initial, réalisée en 2002, qui a révélé la nécessité de mettre à jour les lignes directrices et leur fondement scientifique. Brian McHattie, Brian Henshaw, Lionel Normand et Keith Sherman ont grandement contribué à cette deuxième édition. Enfin, soulignons les précieux commentaires soumis par Nancy Patterson, Mike Cadman, Angus Norman, le South-Central Ontario Conservation Authority Natural Heritage Discussion Group, Natalie Iwanycki, Lisa Turnbull, Don Wismer, Janette Anderson, Sandra George, Rimi Kalinauskas, Carolyn O'Neill, Scott MacKay, John Marsden, Anne Borgman et Sandra Skog.

# Table des matières


1. **INTRODUCTION** ____ 1
   Élaboration du présent document 2
   Des lignes directrices, non des objectifs 2
   Utilisation du guide 3
   Établissement de lignes directrices relatives à l'habitat – Facteurs à prendre en considération 4
2. **LIGNES DIRECTRICES SUR LES HABITATS** ____ 7
   2.1 **Lignes directrices sur les habitats humides** ____ 7
      2.1.1 Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques 8
      2.1.2 Types de milieux humides 9
      2.1.3 Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides 12
      2.1.4 Emplacement des milieux humides 16
      2.1.5 Taille des milieux humides 18
      2.1.6 Forme des milieux humides 20
   2.2 **Lignes directrices sur les habitats riverains** ____ 21
      2.2.1 Pourcentage des berges des cours d'eau couvert de végétation naturelle 21
      2.2.2 Quantité de végétation naturelle en bordure des cours d'eau 24
      2.2.3 Total des sédiments en suspension 25
      2.2.4 Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé 27
      2.2.5 Populations de poissons 28
      2.2.6 Autres paramètres riverains 29
   2.3 **Lignes directrices sur les habitats forestiers** ____ 30
      2.3.1 Pourcentage de couvert forestier 30
      2.3.2 Taille du plus grand îlot boisé 34
      2.3.3 Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 mètres et à 200 mètres de la lisière de la forêt 35
      2.3.4 Autres paramètres forestiers 37
3. **OUVRAGES CITÉS** ____ 42
4. **AUTRES SOURCES D'INFORMATION** ____ 49
5. **LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES ACRONYMES** ____ 52
6. **ANNEXE** ____ 53
   **Annexe 1** ____ 53
   Secteur préoccupant du bras Severn : Identification et revalorisation des habitats, radiation et utilisation du *Cadre d'orientation*
   **Annexe 2** ____ 63
   Toronto and Region Conservation Authority – Stratégie sur le patrimoine naturel terrestre
   **Annexe 3** ____ 66
   Application du *Cadre d'orientation* à l'aménagement du territoire
   **Annexe 4** ____ 70
   Établissement de cibles pour les populations de poissons – Toronto and Region Conservation Authority
   **Annexe 5** ____ 76
   Évaluation de l'intégrité de la communauté d'oiseaux forestiers : Ébauche d'une méthodologie et essai sur le terrain dans le secteur préoccupant du bras Severn (points saillants du rapport)

Photo de SCF

Photo de Douglas A. Wilcox

# Introduction

La première édition du document intitulé *Structure d'orientation de la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* a été publiée au milieu des années 1990 à l'intention des équipes chargées des plans d'assainissement (PA) et des comités consultatifs publics (CCP). Ces groupes s'employaient alors à revaloriser les écosystèmes de 17 secteurs préoccupants (SP) du bassin des Grands Lacs. En 2003, il y avait 15 secteurs préoccupants, le port de Collingwood et le bras Severn ayant été retirés de la liste des SP.

Dans la plupart des SP, la perte d'habitats du poisson et d'autres espèces sauvages et la dégradation des populations qui en résulte constituent des « altérations des utilisations bénéfiques ». Cette expression, qui a été adoptée par la Commission mixte internationale, sert à catégoriser les problèmes inhérents aux SP. Avant qu'un SP puisse être considéré comme étant restauré, il faut d'abord fixer des cibles pour mesurer les progrès accomplis. Les plans d'assainissement (PA) orientent les activités de restauration dans les SP et visent à rétablir des conditions environnementales comparables à celles observées à l'extérieur des SP.

En premier lieu, le *Cadre d'orientation* aide les personnes qui élaborent et mettent en œuvre les PA à établir des cibles appropriées concernant l'habitat du poisson et d'autres espèces sauvages et à orienter les activités qui, après le retrait de la liste des SP, assureront la préservation et la mise en valeur de l'habitat afin qu'il puisse soutenir des populations viables de poissons et d'autres espèces sauvages. On peut également appliquer le cadre à l'échelle régionale pour définir des cibles en matière d'habitat qui favoriseront le maintien de populations fauniques viables.

En second lieu, le *Cadre d'orientation* fournit un outil pour hiérarchiser les projets de revalorisation des habitats humides, riverains et forestiers dans un bassin hydrographique ou une unité de paysage quelconque. Les lignes directrices ont été élaborées en fonction de la superficie d'habitat présumée nécessaire pour combler les besoins écologiques des poissons et des autres espèces sauvages dans trois types d'habitat : humides, riverains et forestiers. Il convient de préciser que les termes « revalorisation » et « restauration » sont employés comme synonymes dans le présent document.

Nous avons constaté que le *Cadre d'orientation* pouvait s'appliquer non seulement aux SP, mais à toutes les régions de l'Ontario où l'environnement a été dégradé. À divers endroits situés à l'extérieur des SP, l'information contenue dans le *Cadre d'orientation* a facilité l'établissement de plans exhaustifs de revalorisation de l'habitat, y compris l'identification de projets prioritaires en milieu aquatique ou en milieu sec. On a jumelé ces plans de revalorisation à des plans de protection afin d'établir un réseau fonctionnel de zones naturelles protégées (Service canadien de la faune, 2002). Cette approche s'inspire du réseau du patrimoine naturel des zones protégées que l'Ontario met actuellement en œuvre par le truchement du processus municipal d'aménagement des terres.

Le réseau du patrimoine naturel regroupe des zones naturelles qui, dans bien des cas, ont été dégradées par suite de la prise de décisions touchant l'aménagement des terres. Ces zones comprennent notamment des îlots boisés et des marais asséchés fragmentés et de superficie limitée. La deuxième édition du *Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs* contient des renseignements à jour sur l'emplacement et la superficie des habitats dont la revalorisation permettra d'améliorer le réseau du patrimoine naturel (en élargissant et en reliant les îlots boisés, en inondant à nouveau les sols des milieux humides, etc.).

## *Élaboration du présent document*

Au début de 1995, Environnement Canada (Service canadien de la faune), le ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario ont retenu les services de la firme *Ecological Services for Planning Limited* qui a procédé à une revue de la littérature sur les stratégies relatives au patrimoine naturel. Dans le document qu'elle a produit (*Using the Natural Heritage Strategy Approach to Develop Habitat Rehabilitation and Restoration Targets and Project Priorities*), la firme a recommandé des objectifs relatifs aux habitats des milieux secs fondés sur les concepts de l'écologie du paysage; elle a également examiné diverses méthodes de cartographie environnementale et présenté des études de cas illustrant la mise en œuvre de cette démarche dans deux secteurs préoccupants : la baie Nipigon et la Communauté urbaine de Toronto.

En janvier 1996, on a utilisé ce document pour élaborer le rapport provisoire du Comité directeur Canada-Ontario des plans d'assainissement intitulé *Identifying Habitat Rehabilitation Targets and Priorities in Great Lakes Areas of Concern: Upland Systems* (Environnement Canada, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario, 1996). Plus tard, le rapport a été enrichi par l'ajout de lignes directrices relatives à la revalorisation des habitats humides et riverains, lesquelles étaient tirées d'une autre recherche documentaire effectuée par la firme *Ecological Services for Planning Ltd.* Par la suite, le Fonds d'assainissement des Grands Lacs 2000 (l'actuel *Fonds pour la pérennité des Grands Lacs*), en collaboration avec des partenaires locaux de neuf SP, ont financé des projets pilotes faisant appel à différentes approches dans le but de mettre à l'essai et d'améliorer les versions antérieures du *Cadre d'orientation*.

Depuis sa publication en 1998, la première édition du *Cadre d'orientation* a été abondamment citée et utilisée tant à l'intérieur qu'à l'extérieur des SP. Le *Cadre d'orientation* est maintenant reconnu en tant que guide général des principes écosystémiques appliqués à la revalorisation de l'habitat dans le bassin des Grands Lacs. Dans les SP, on s'en est servi pour déterminer les sites à revaloriser, formuler des stratégies de préservation du patrimoine naturel et des bassins hydrographiques et, dans certains cas, établir des critères de retrait.

En 2003, Environnement Canada (Service canadien de la faune) a chargé la firme Gartner Lee Limited de procéder à un examen de la littérature récente et de proposer des modifications aux lignes directrices et à leur justification, surtout en fonction des dernières avancées scientifiques. Les résultats de cet examen, qui ont été intégrés dans cette deuxième édition, nous permettront de garantir la pertinence et l'applicabilité du *Cadre d'orientation* dans un domaine où la recherche et les connaissances scientifiques sont en constante évolution.

## *Des lignes directrices, non des objectifs*

Le *Cadre d'orientation* devrait servir à orienter et non à dicter les décisions locales. Il fournit les meilleures informations existantes aux planificateurs et aux équipes chargées de la revalorisation afin qu'ils puissent prendre leurs propres décisions quant à la superficie de l'habitat nécessaire pour restaurer les bassins hydrographiques et les paysages locaux. Ce n'est ni une politique ni une loi – les lignes directrices qu'il renferme ne sont présentées qu'à titre indicatif et doivent être employées dans le cadre des politiques et des lois actuelles, dont la *Loi sur l'aménagement du territoire*. Le *Cadre d'orientation* ne vise pas un bassin hydrographique ou un paysage en particulier. Les lignes directrices ne sont ni des limites ni des cibles obligatoires, et l'on ne s'attend pas à ce que chaque secteur les respecte.

Dans les SP, les plans d'assainissement ont tendance à être axés sur l'amélioration de la qualité de l'eau et le rétablissement de l'habitat d'espèces qui jouent un rôle direct dans les écosystèmes aquatiques. Dans les PA, l'objectif repère pour les habitats terrestres, qui sont au cœur du *Cadre d'orientation*, est en grande partie défini en fonction des conditions qui existent dans les paysages situés à proximité ou en amont des SP ou de toute autre considération particulière à un emplacement donné. Lorsqu'on établit des critères de retrait pour les milieux aquatiques et terrestres, il faut tout d'abord prendre en considération les limites des objectifs des PA. Le *Cadre d'orientation* peut servir à définir des critères de retrait et, compte tenu des objectifs des PA, il peut aussi servir aussi à établir des cibles et des repères régionaux concernant l'habitat. Il peut enfin fournir un contexte pour comparer l'état de l'habitat dans les SP aux conditions régionales.

Il est impératif de bien cerner les conditions locales pour établir des cibles de revalorisation de l'habitat compatibles avec les conditions culturelles et naturelles locales. Le *Cadre d'orientation* peut alors s'appliquer tant aux paysages appauvris qu'aux paysages plus riches.

Les catégories d'habitats humides, riverains et forestiers décrites dans le présent document reflètent les nombreuses caractéristiques des SP des Grands Lacs. Les organismes et/ou le personnel œuvrant dans les secteurs préoccupants peuvent également élaborer leurs propres stratégies locales de manière à prendre en considération d'autres catégories d'habitats tout aussi importantes (prairies, alvars, lacs, etc.). Ces types d'habitat peuvent justifier l'inclusion de recherches futures dans la portée du *Cadre d'orientation*. Dans certains SP, dont la rivière Sainte-Claire, les habitats de prairie peuvent être essentiels à la restauration de l'habitat faunique.

Dans la plupart des SP et dans tout le sud de l'Ontario, les écosystèmes n'ont pas été altérés au point d'empêcher le retour à des conditions semblables à celles qui existaient avant l'arrivée des colons européens. Les anciens SP du port de Collingwood et du bras Severn en sont la preuve : dans ces secteurs, la modification ou la destruction d'habitats n'ont pas causé l'altération irréversible ou la perte des fonctions écosystémiques. On a tenu compte des conditions locales et des habitats restants dans le cadre des efforts de revalorisation, lesquels ont finalement permis de restaurer des systèmes naturels viables dans un paysage post-colonisation. Cependant, les changements apportés dans les zones urbaines de certains SP ont pu modifier entièrement l'état de certains écosystèmes. Fournir les habitats fauniques et d'autres fonctions écosystémiques nécessaires, comme le maintien de débits de base dans les cours d'eau et la régulation du climat local, n'est que partiellement possible par la restauration et la création d'habitats reproduisant les conditions qui existaient avant la colonisation. Il faudra établir de nouveaux points de référence pour les habitats et leurs fonctions qui tiendront compte des zones urbaines et de leur équilibre par rapport aux conditions constatées dans les bassins hydrographiques et les paysages régionaux. Enfin, il faudra concevoir de nouveaux systèmes pour revaloriser les fonctions perdues des écosystèmes et atténuer/équilibrer les effets urbains qui se font sentir au-delà des grands centres urbains.

De façon générale, une revue des ouvrages d'écologie indique clairement que les lignes directrices sur les habitats, y compris les objectifs de 30 % de couvert forestier et de 75 % de couvert riverain, représentent des proportions *minimales* souhaitables. Les paysages renfermant des habitats d'une étendue supérieure à ces proportions minimales devraient être conservés et mis en valeur autant que possible.

## *Utilisation du guide*

Les lignes directrices s'appliquent à trois types d'habitats : humides  riverains et forestiers. En fait, ces habitats se recoupent : ils n'ont été séparés que pour faciliter la compréhension des lignes directrices. Ainsi, la section sur les habitats humides traite des marais boisés en raison de l'important rôle hydrologique qu'ils jouent, tandis que la section sur l'habitat forestier aborde le rôle majeur que jouent les marais boisés pour la nidification des oiseaux. De la même façon, il est question des milieux humides riverains et des plaines inondables végétalisées dans les sections sur les habitats humides et riverains.

Chaque catégorie d'habitat est présentée avec un historique, suivi d'un examen des lignes directrices et de leur justification. Certaines lignes directrices se prêtent bien à la quantification et à l'emploi de tableaux montrant les niveaux optimaux et les valeurs minimales, tandis que d'autres sont plutôt qualitatives. L'annexe 1 décrit la stratégie sur le patrimoine naturel mise en œuvre dans l'ancien SP du bras Severn. L'annexe 2 expose la Stratégie sur le patrimoine naturel terrestre de Toronto and Region Conservation Authority, qui tient compte de l'« influence matricielle » du milieu environnant dans l'établissement de cibles de revalorisation ou de conservation.

L'annexe 3 décrit comment les planificateurs municipaux peuvent intégrer les seuils et les lignes directrices du *Cadre d'orientation* aux plans officiels selon une méthode descendante. De nombreux organismes ont utilisé les lignes directrices du *Cadre d'orientation* pour élaborer des stratégies municipales concernant les bassins hydrographiques et le patrimoine naturel.

## *Établissement de lignes directrices relatives à l'habitat – Facteurs à prendre en considération*

Les lignes directrices du *Cadre d'orientation* correspondent à des exigences écologiques minimales. L'état du paysage historique (antérieur à la colonisation) devrait être employé comme point de référence aux fins de la restauration. Dans les bassins hydrographiques, les municipalités ou d'autres unités terrestres des SP où l'étendue des habitats
est supérieure à celle recommandée dans le présent document (p. ex. 35 % de couvert forestier, 15 % de milieux humides), il faut préserver ou améliorer ces habitats.

Dans le SP de la rivière Niagara, les milieux humides constituaient près de 40 % du paysage avant l'arrivée des colons européens; en revanche, dans le bassin hydrographique de la rivière Humber, situé dans le SP de la Communauté urbaine de Toronto, les milieux humides n'ont sans doute jamais excédé 5 % de la superficie du bassin hydrographique. L'établissement d'un état historique ou fondamental pour la fonction écologique est l'un des points de référence exigés pour la détermination des cibles.

Le deuxième point de référence est l'état des habitats existants, de même qu'une certaine connaissance de l'ampleur des effets sur les habitats. Quand on compare l'état historique et actuel des habitats, on obtient un contexte réaliste pour l'établissement des cibles et la détermination des activités de revalorisation. L'état historique donne une orientation pour la restauration, tandis que l'état actuel indique à quel point l'écosystème est dégradé et dans quelle mesure il doit être amélioré. Connaître l'ampleur des effets sur les habitats aide à mieux évaluer ce qui peut être vraisemblablement accompli grâce aux techniques actuelles de restauration et compte tenu du mode d'utilisation des terres.

Les lignes directrices ont été élaborées à partir des meilleurs renseignements disponibles tirés des connaissances écologiques actuelles. Elles sont destinées à fournir l'orientation nécessaire pour établir des cibles locales de restauration et de protection des habitats. Étant donné l'évolution rapide de l'état des connaissances écologiques, les cibles devront sans doute être mises à jour à mesure que notre compréhension des écosystèmes complexes et dynamiques s'améliorera.

## *La protection de l'habitat : une priorité*

L'objectif premier des PA est de rétablir l'habitat dégradé des poissons et des autres espèces sauvages dans les SP. Le présent document est conçu pour appuyer l'atteinte de cet objectif. *Soulignons toutefois que la protection des habitats existants doit demeurer au cœur des activités de planification mises en œuvre par tous les paliers de compétence.* Les équipes des PA et les CCP doivent collaborer avec les planificateurs locaux afin de recenser et de protéger les habitats (ou des aires naturelles) dans les SP et les paysages environnants. Le lien avec l'altération des utilisations bénéfiques de l'habitat des poissons et d'autres espèces sauvages devient évident lorsque les plans du réseau du patrimoine naturel font ressortir des lacunes dans le réseau (Riley et Mohr, 1994) ou lorsque l'habitat existant est jugé dégradé. La protection et la mise en valeur des habitats dégradés ou détruits sont essentielles au bon fonctionnement du réseau du patrimoine naturel.

## *Agents stressants à l'extérieur de l'habitat*

En plus de la perte de l'habitat, d'autres agents stressants affectent les populations de poissons et d'autres espèces sauvages. Une mauvaise qualité de l'eau attribuable à une faible oxygénation ou à la présence de substances toxiques peut expliquer pourquoi certaines communautés fauniques sont altérées, même si leur habitat semble être approprié à d'autres égards. Selon certains chercheurs, le déclin des populations d'amphibiens dans des habitats apparemment vierges pourrait découler de facteurs tels que des virus, les pluies acides, les concentrations de nitrates ou l'exposition accrue aux rayons UV-B. Au-delà des questions liées à l'habitat, les spécialistes de la restauration devraient donc être attentifs à la présence de tout autre agent stressant dans le paysage environnant susceptible d'altérer les populations de poissons et d'autres espèces sauvages.

### *Au-delà des limites des bassins hydrographiques*

La gestion des habitats des poissons et d'autres espèces sauvages peut échouer si elle n'est appliquée qu'à un bassin hydrographique. Les spécialistes de la restauration qui travaillent à l'échelle d'un bassin hydrographique devraient être prêts à établir des liens avec des activités de planification mises en œuvre, par exemple, à l'échelle d'unités écologiques comme les écodistricts ou les écorégions (p. ex. le projet « Grande Perspective » [Big Picture] mis en œuvre dans la zone carolinienne de l'Ontario, en 2002). Une planification axée sur les écosystèmes assure la restauration et la protection de divers types d'écosystèmes et peut permettre d'atténuer les effets cumulatifs. Afin de promouvoir l'établissement de liens entre les habitats d'un bassin hydrographique à un autre ou d'un paysage à un autre, il est impératif d'accorder une attention particulière aux couloirs et aux caractéristiques géographiques jusqu'ici épargnés. Les vallées et les cours d'eau servent souvent à établir des liens à partir de caractéristiques du paysage intérieures importantes des Grands Lacs, tels des paysages glaciaires résiduels (moraines, dunes, etc.). Par ailleurs, des entités topographiques particulières, dont l'escarpement du Niagara et l'arche de Frontenac, relient différents bassins hydrographiques et différentes régions biogéographiques. La restauration de ces entités pourrait être la meilleure stratégie à adopter pour permettre aux espèces de se disperser et de s'alimenter à l'intérieur d'un bassin hydrographique et d'un paysage plus étendu.

### *Matrice paysagère*

Les lignes directrices et les seuils contenus dans le *Cadre d'orientation* ne sont pas propres à un paysage ou à un bassin hydrographique. Les stratégies axées sur le patrimoine naturel et sur les bassins hydrographiques peuvent assurer une plus grande intégrité des écosystèmes, car elles permettent d'inscrire les lignes directrices dans le contexte de l'utilisation des terres dans un bassin hydrographique donné. Par exemple, un pourcentage donné de couvert forestier dans un bassin hydrographique à dominante-urbaine pourrait ne pas répondre aux besoins d'un même nombre d'espèces d'oiseaux que dans un paysage rural. La meilleure façon d'étudier un écosystème naturel est de prendre en considération le bassin hydrographique dans son ensemble, qui peut comprendre des proportions variables d'utilisations des terres rurales et urbaines. La matrice paysagère peut influer sur la qualité de l'habitat, la fonction écologique et la composition de la flore et de la faune. Comme nous l'avons déjà indiqué, l'annexe 2 présente un exemple de stratégie relative au patrimoine naturel qui comporte une matrice des utilisations des terres : la Stratégie sur patrimoine naturel terrestre de Toronto and Region Conservation Authority.

### *Espèces en péril*

Les espèces sont aussi importantes que les paysages pour la revalorisation des habitats. Il faut prendre en considération les exigences de certaines espèces par rapport à leur habitat, surtout celles que le gouvernement fédéral ou provincial considère comme étant plus ou moins menacées d'extinction ou de disparition au pays. Aussi faut-il axer les efforts de revalorisation sur les caractéristiques des habitats jugées essentielles à ces espèces. Souvent, la présence de ces espèces constitue d'ailleurs un catalyseur pour que les projets de revalorisation et de protection de cet habitat deviennent un dossier prioritaire. Dans la *Loi sur les espèces en péril*, l'habitat essentiel est décrit comme suit : « L'habitat nécessaire à la survie ou au rétablissement d'une espèce sauvage inscrite, qui est désigné comme tel dans un programme de rétablissement ou un plan d'action élaboré à l'égard de l'espèce » (Canada, 2002).

**Tableau 1. Sommaire des lignes directrices sur les habitats humides, riverains et forestiers**

| Lignes directrices sur les habitats humides | |
|---|---|
| **Paramètre** | **Ligne directrice** |
| Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques | Les milieux humides devraient constituer plus de 10 % d'un bassin hydrographique et plus de 6 % d'un sous-bassin hydrographique; ou le pourcentage des milieux humides présents à l'origine dans un bassin hydrographique devrait être rétabli. |
| Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides | La préservation de certains attributs et fonctions essentiels du milieu humide nécessite l'identification et le maintien d'une zone critique (ZC) bordée d'une zone de protection (ZP) appropriée. Si une zone critique n'est pas délimitée par des caractéristiques propres au site, il faut à tout le moins respecter les lignes directrices suivantes :<br>▪ Tourbière oligotrophe : ensemble de la zone de captage.<br>▪ Tourbière minérotrophe : 100 m ou largeur déterminée par une étude hydrogéologique, la plus grande des deux valeurs étant retenue.<br>▪ Marais : 100 m.<br>▪ Marécage : 100 m. |
| Types de milieux humides | Les activités de revalorisation d'envergure devraient être axées sur les marais et les marécages. |
| Emplacement des milieux humides | Les milieux humides ont des effets positifs, quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique. Toutefois, il est possible de rétablir des fonctions écologiques particulières en restaurant des milieux humides situés à des endroits névralgiques : la partie amont d'un bassin hydrographique (émergence et recharge des eaux souterraines), les plaines inondables (réduction du risque d'inondation) et les zones côtières (production aquicole). Un intérêt particulier devrait être porté à l'emplacement historique des milieux humides ainsi qu'aux conditions du site et du sol. |
| Taille des milieux humides | Des milieux humides de superficie, de type et d'hydropériode variables devraient être préservés dans le paysage. La présence de marais et de marécages suffisamment vastes pour soutenir des habitats diversifiés est particulièrement importante. |
| Forme des milieux humides | À l'instar des forêts sèches, lorsque la matrice paysagère n'est pas constituée d'habitats naturels, les marécages devraient avoir une forme régulière et offrir un minimum d'habitats de lisière et un maximum d'habitats intérieurs afin de subvenir aux besoins des espèces qui ne tolèrent pas les habitats de lisière. |
| **Lignes directrices sur les habitats riverains** | |
| **Paramètre** | **Ligne directrice** |
| Pourcentage des berges d'un cours d'eau couvert de végétation naturelle | Une végétation naturelle devrait être présente sur 75 % des berges d'un cours d'eau. |
| Quantité de végétation naturelle en bordure des cours d'eau | Les cours d'eau devraient être bordés d'une zone tampon d'au moins 30 m de largeur sur chacune de leurs berges; la zone tampon peut être plus large tout dépendant des conditions sur le site. |
| Total des sédiments en suspension | Autant que possible, les concentrations de sédiments en suspension devraient être inférieures à 25 milligrammes par litre ou être conformes aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999). |
| Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé | Moins de 10 % de la superficie totale d'un bassin hydrographique urbanisé devrait être imperméable afin de préserver la qualité de l'eau des cours d'eau, la quantité d'eau ainsi que la densité et la biodiversité des espèces aquatiques. Une limite supérieure de 30 % représente un seuil pour les systèmes dégradés. |
| Populations de poissons | Les objectifs touchant les populations de poissons peuvent être établis en fonction des caractéristiques intrinsèques de chaque bassin hydrographique (p. ex. zone de drainage, géologie des formations superficielles, débit), des populations passées et actuelles ainsi que des facteurs (et leur importance relative) qui influent actuellement sur l'écosystème. |
| **Lignes directrices sur les habitats forestiers** | |
| **Paramètre** | **Ligne directrice** |
| Pourcentage de couvert forestier | Le couvert forestier devrait représenter au moins 30 % du bassin hydrographique. |
| Taille du plus grand îlot boisé | Le bassin hydrographique ou toute autre unité de territoire devrait comporter au moins un îlot boisé de 200 ha d'une largeur minimale de 500 m. |
| Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 m et à 200 m de la lisière | Dans un bassin hydrographique, plus de 10 % du couvert forestier devrait être situé à 100 m ou plus de la lisière; plus de 5 % du couvert forestier devrait être situé à 200 m ou plus de la lisière. |
| Forme de la forêt | Les îlots boisés devraient être de forme circulaire ou carrée pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui nichent à l'intérieur des forêts et qui ne tolèrent pas les habitats de lisière. |
| Proximité des îlots boisés | Les îlots boisés devraient se trouver à moins de deux kilomètres les uns des autres ou d'autres habitats pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui vivent à l'intérieur de la forêt. |
| Paysages fragmentés et rôle des couloirs | La largeur des couloirs variera selon les objectifs du projet et les caractéristiques des nœuds qui seront reliés. Les couloirs destinés à faciliter les déplacements des espèces devraient avoir une largeur minimale variant entre 50 et 100 mètres. Les couloirs devant fournir un habitat de reproduction aux espèces spécialistes devraient être adaptés aux besoins de ces espèces. |
| Qualité de la forêt – composition des espèces et structure par âge | Le couvert forestier du bassin hydrographique devrait être représentatif de toute la gamme des types forestiers présents à cette latitude. |

# Lignes directrices sur les habitats

## 2.1 Lignes directrices sur les habitats humides

### *Les terres humides – un élément essentiel du paysage*

Une grande proportion de poissons et d'autres espèces fauniques de l'Ontario fréquentent les milieux humides durant une partie de leur cycle biologique. Maintes espèces menacées d'extinction dans le sud de la province sont fortement tributaires de ces milieux. Ces derniers réduisent les débits de pointe et retiennent une certaine quantité d'eau, ce qui ralentit la vitesse du courant en aval. Ce ralentissement donne également lieu à des périodes de pointe asynchrones (c.-à-d. que les débits de pointe des affluents atteignent le cours d'eau principal à des moments différents). Les milieux humides présentent d'importants avantages économiques car ils réduisent les risques d'inondation. Ils peuvent même se révéler plus efficaces que les systèmes de digues. Ils augmentent également les débits d'étiage en élevant le niveau de la nappe phréatique, ce qui contribue à accroître le débit de base des cours d'eau. Enfin, ils jouent un rôle majeur dans l'amélioration de la qualité de l'eau.

Les lignes directrices portent sur les paramètres suivants : pourcentage de milieux humides dans un bassin hydrographique; quantité de végétation adjacente aux milieux humides; type, forme, taille et emplacement des milieux humides.

**Tableau 2. Sommaire des lignes directrices sur les habitats humides**

| Paramètre | Ligne directrice |
|---|---|
| Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques | Les milieux humides devraient constituer plus de 10 % d'un bassin hydrographique et plus de 6 % d'un sous-bassin hydrographique; ou le pourcentage des milieux humides présents à l'origine dans un bassin hydrographique devrait être rétabli. |
| Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides | La préservation de certains attributs et fonctions attributs essentiels du milieu humide nécessite l'identification et le maintien d'une zone critique (ZC) bordée d'une zone de protection (ZP) appropriée. Si une zone critique n'est pas délimitée par des caractéristiques propres au site, il faut à tout le moins respecter les lignes directrices suivantes :<br>■ Tourbière oligotrophe : ensemble de la zone de captage.<br>■ Tourbière minérotrophe : 100 m ou largeur déterminée par une étude hydrogéologique, la plus grande des deux valeurs étant retenue.<br>■ Marais : 100 m.<br>■ Marécage : 100 m. |
| Types de milieux humides | Les activités de revalorisation d'envergure devraient être axées sur les marais et les marécages. |
| Emplacement des milieux humides | Les milieux humides ont des effets positifs, quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique. Toutefois, il est possible de rétablir des fonctions écologiques particulières en restaurant des milieux humides situés à des endroits névralgiques : la partie amont d'un bassin hydrographique (émergence et recharge des eaux souterraines), les plaines inondables (réduction du risque d'inondation) et les zones côtières (production piscicole). Un intérêt particulier devrait être accordé à l'emplacement historique des milieux humides ainsi qu'aux conditions du site et du sol. |
| Taille des milieux humides | Des milieux humides de superficie, de type et d'hydropériode variables devraient être préservés dans le paysage. La présence de marais et de marécages suffisamment vastes pour soutenir des habitats diversifiés est particulièrement importante. |
| Forme des milieux humides | À l'instar des forêts sèches, lorsque la matrice paysagère n'est pas constituée d'habitats naturels, les marécages devraient avoir une forme régulière et offrir un minimum d'habitats de lisière et un maximum d'habitats intérieurs afin de subvenir aux besoins des espèces qui ne tolèrent pas les habitats de lisière. |

## 2.1.1 Pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques

### > *Ligne directrice*

*Les milieux humides devraient constituer plus de 10 % d'un bassin hydrographique et plus de 6 % d'un sous-bassin hydrographique; où le pourcentage des milieux humides présents à l'origine dans un bassin hydrographique devrait être rétabli.*

### > *Justification*

La proportion critique de milieux humides dans un bassin hydrographique varie selon la pente des cours d'eau, l'utilisation des terres ou la couverture végétale du bassin (Detenbeck *et al.*, 1999). En outre, l'interaction des zones tampons riveraines, des types de sol et d'autres facteurs (p. ex. couvert forestier) influe sur les effets hydrologiques résultant de la perte ou du gain de milieux humides dans un bassin hydrographique. Lorsqu'on examine les possibilités ou les lignes directrices en matière de restauration des habitats humides, il est important de déterminer l'emplacement optimal et le type approprié de milieux humides dans un paysage donné. Cette évaluation peut reposer sur la configuration historique et actuelle des milieux humides dans le paysage en question(Bedford, 1999; Detenbeck *et al.*, 1999).

Dans le passé, la proportion des milieux humides dans le bassin de Grands Lacs était supérieure à 10 % (Detenbeck *et al.*, 1999). Au Wisconsin, Hey et Wickencamp (1996) ont examiné neuf bassins hydrographiques, et ils ont constaté qu'en augmentant la superficie des milieux humides dans un bassin hydrographique, on pouvait réduire les apports d'eau spécifiques dans le bassin hydrographique, diminuer les risques d'inondation, augmenter les débits de base et réduire l'occurrence des débits de pointe. Cependant, les effets positifs observés s'estompaient très rapidement lorsque les milieux humides occupaient plus de 10 % du bassin hydrographique. Selon une étude réalisée dans la baie Saginaw, une proportion de milieux humides égale à 15 % dans un bassin hydrographique pourrait réduire les charges de phosphore de 66 % (Wang et Mitsch, 1993). D'autres études ont déterminé qu'une proportion de 5 % aidait grandement à améliorer la qualité de l'eau.

Une étude dirigée par Carol Johnson, de l'Université du Minnesota (Johnson *et al.*, 1990), a révélé que les bassins hydrographiques du sud des États-Unis qui renfermaient moins de 10 % de milieux humides étaient plus sensibles aux pertes additionnelles de milieux humides que les bassins hydrographiques qui en comportaient une plus grande proportion; cette conclusion est particulièrement vraie en ce qui concerne la fréquence des inondations et la charge de sédiments en suspension.

Le pourcentage (6 %) de milieux humides recommandé dans les sous-bassins hydrographiques assure une bonne répartition de ces milieux dans chaque bassin hydrographique et permet en même temps de préserver une proportion réaliste de milieux humides susceptibles de produire des avantages écologiques et hydrologiques concrets dans un sous-bassin hydrographique. Cette ligne directrice tient également compte de l'étendue historique des milieux humides ainsi que des caractéristiques topographiques et pédologiques de chaque bassin hydrographique ou secteur préoccupant.



Photo de Graham Bryan

## 2.1.2 Types de milieux humides

### > *Ligne directrice*

*Les activités de revalorisation d'envergure devraient être axées sur les marais et les marécages.*

### > *Justification*

L'Ontario compte quatre types de milieux humides : les tourbières oligotrophes, les tourbières minérotrophes, les marais et les marécages.

### *Tourbières oligotrophes et tourbières minérotrophes*

Les tourbières oligotrophes sont des milieux hautement spécialisés que l'on rencontre rarement dans la partie méridionale du bassin des Grands Lacs. Les précipitations sont leur source principale d'eau et de nutriments. Ces tourbières sont acides et caractérisées par une très faible productivité. Les plantes qui y poussent doivent s'adapter aux bas niveaux de nutriments. En règle générale, les arbres (hauteur de six pieds) constituent moins de 25 % du couvert et se limitent habituellement aux épinettes noires. La végétation dominante se compose d'éricacées et de sphaignes. Les tourbières oligotrophes se caractérisent également par l'absence relative de plantes vasculaires, bien qu'elles soient riches en d'autres formes de vie.

Les tourbières minérotrophes reçoivent la plus grande partie de leur eau et de leurs nutriments de l'eau souterraine. Selon la source d'eau souterraine, elles peuvent être riches ou pauvres en nutriments. Les tourbières riches en nutriments sont souvent dominées par les carex; les tourbières calcaires peuvent abriter une grande variété d'espèces végétales et comporter une composante arborée constituée de thuya occidental (sur une superficie toutefois inférieure à 25 %). Les tourbières minérotrophes pauvres nutriments peuvent présenter les mêmes caractéristiques que les tourbières oligotrophes, avec des différences subtiles dans les espèces de carex et de mousses qui les dominent et la présence d'indicateurs de tourbières minérotrophes typiques de milieux plus riches en nutriments. Comme on trouve souvent des plantes carnivores dans les tourbières minérotrophes (p. ex. diverses droséras et sarracénie pourpre), celles-ci ne sont pas des indicateurs utiles pour les tourbières oligotrophes.

Les tourbières oligotrophes et certaines tourbières minérotrophes ont des substrats de tourbe recouverts de mousses. En raison des modes de microdrainage, les deux types de tourbières peuvent coexister, notamment dans les milieux humides étendus. On trouve parfois, à la lisière d'un habitat humide, une tourbière minérotrophe (en raison de son exposition à l'eau souterraine), mais les accumulations de tourbe empêchent l'eau souterraine de s'infiltrer jusqu'au centre de la tourbière, et celle-ci s'apparentera davantage à une tourbière oligotrophe. Au cours des siècles, les tourbières oligotrophes peuvent se transformer en tourbières minérotrophes et vice-versa à mesure que la tourbe se forme et modifie l'écoulement de l'eau.

Les tourbières minérotrophes et surtout les tourbières oligotrophes sont rares dans le sud de l'Ontario, au-delà du bouclier canadien. Ensemble, elles ne constituent que 1 % des habitats humides qui y subsistent. Toutefois, dans le nord et plus particulièrement dans les basses terres de la baie d'Hudson, les tourbières minérotrophes couvrent de grandes étendues. Les tourbières oligotrophes et les tourbières minérotrophes sont très sensibles aux modifications des apports d'eau et de nutriments. Même de faibles changements peuvent les transformer en d'autres types de milieux humides ou même en milieux secs.

On possède peu de données scientifiques sur la restauration des tourbières oligotrophes et minérotrophes. Cependant, la protection de ces milieux humides constitue la meilleure stratégie de gestion. Il faut également protéger leurs sources d'eau et éviter d'altérer leurs bassins hydrographiques.

### *Marécages*

Les marécages sont les milieux humides les plus abondants dans le sud de l'Ontario; ils occupent 89 % de la superficie des milieux humides existants.

Les marécages remplissent de nombreuses fonctions importantes. Ils peuvent être dominés par une variété d'arbustes et d'arbres, dont des conifères et des feuillus. Généralement, ils sont caractérisés par un relief en bosses et en creux, et leurs microhabitats peuvent abriter des espèces végétales caractéristiques des milieux secs. Les marécages supportent une plus grande diversité d'espèces végétales et animales que les autres milieux humides ou forestiers. Ils offrent aussi un habitat essentiel à de nombreuses espèces. Voici quelques exemples.

- La plupart des zones d'hivernage des cerfs et des orignaux se trouvent dans des marécages de résineux.
- Un pourcentage élevé de cours d'eau froide sont alimentés par des marécages (la majorité des cours d'eau à ombles de fontaine prennent leur source dans des marécages).
- Dans le sud de l'Ontario, la majorité des espèces forestières ou des espèces sensibles à la superficie de l'habitat sont souvent observées dans les marécages, ceux-ci renfermant fréquemment les plus grandes étendues arborées qui subsistent dans le paysage.
- Maintes espèces sauvages de l'Ontario habitent principalement dans les marécages, comme la grenouille des bois, la couleuvre à collier, le Canard branchu, le Garrot à oeil d'or, le Harle couronné, le Moucherolle à côtés olive, la Paruline azurée, la Paruline des ruisseaux, la Paruline hochequeue, le lièvre d'Amérique, la souris sauteuse des bois et le renard gris.

Les marécages contribuent de façon significative au nombre d'habitats arborés présents dans le sud de l'Ontario. Un fort pourcentage des habitats arborés existants sont des marécages, puisque les terres où ils se trouvent, une fois défrichées, ont une capacité limitée pour supporter des cultures ou d'autres utilisations des terres.

Selon le terrain, les marécages peuvent remplir d'importantes fonctions hydrologiques. Comme ils sont fréquemment situés dans des zones d'émergence de l'eau souterraine, ils protègent la partie amont des cours d'eau. Dans ces zones, les marécages abaissent la température de l'eau en interceptant ou en reflétant l'énergie thermique. Ils sont également une source de nutriments essentiels pour les petits cours d'eau grâce aux feuilles et aux autres débris qui s'y décomposent. Par ailleurs, les marécages fournissent de la nourriture aux invertébrés aquatiques qui sont à la base de la chaîne alimentaire des petits cours d'eau. Enfin, les branches d'arbres et les troncs qui s'y trouvent offrent des abris aux invertébrés aquatiques et aux poissons.

Les marécages situés en bordure des grands cours d'eau absorbent les eaux de crue et réduisent ainsi les débits de pointe et les risques d'inondation en aval. Ces zones inondables naturelles à l'intérieur des forêts fournissent des nutriments essentiels aux communautés végétales ainsi qu'un habitat à certaines espèces sauvages. Ces marécages jouent aussi un rôle majeur dans l'amélioration de la qualité de l'eau des cours d'eau. Certains abritent des communautés végétales très dynamiques. Le sous-étage est dominé par des espèces palustres au début de la période de croissance puis devient progressivement dominé par des espèces adaptées aux conditions plus sèches. La crue printanière entraîne la formation de bassins éphémères où se reproduisent les grenouilles, les crapauds et les salamandres. Ces mêmes bassins sont aussi d'importants lieux de reproduction pour les invertébrés, tels que certaines phryganes et des moucherons, dont se nourriront les chauves-souris et de nombreuses espèces d'oiseaux.

## *Marais*

Les marais sont l'autre type de milieux humides du sud de l'Ontario. Dans l'esprit de la plupart des gens, un milieu humide est un marais à massettes. Dans les faits, les marais ne représentent que 10 % environ des milieux humides du sud de l'Ontario et 5,4 % des milieux humides de la province (Riley, 1989).

Les marais remplissent de nombreuses fonctions biologiques importantes. Les grands marais sont rares aujourd'hui, alors qu'ils étaient assez nombreux dans le passé. La répartition des espèces qui ont besoin de cet habitat est donc restreinte. Plusieurs espèces de poissons et d'autres espèces sauvages sont entièrement tributaires des marais, et la plupart d'entre elles sont d'importance provinciale ou fédérale. Voici quelques exemples d'espèces des marais : lépisosté tacheté, meunier tacheté, fondule barré, ouaouaron, tortue géographique, couleuvre fauve, Grèbe à bec bigarré,

Grèbe jougris, Petit Blongios, Érismature rousse, Râle élégant, Râle de Virginie, Marouette de Caroline, Gallinule poule d'eau, Foulque d'Amérique, Mouette pygmée, Sterne de Forster, Guifette noire, Troglodyte des marais, Carouge à tête jaune et rat musqué.

De nombreux autres poissons et espèces sauvages fréquentent les marais pendant certaines périodes importantes de leur cycle biologique, comme la reproduction, l'alevinage ou l'alimentation. Jude et Pappas (1992) ont recensé 113 espèces de poissons dans les Grands Lacs, dont 41,6 % vivaient dans les marais côtiers et 31 % les utilisaient comme lieux d'alevinage ou d'alimentation. Dans le lac Ontario, 63,9 % des espèces recensées dans les marais utilisent ces milieux pour frayer et 86 % s'en servent comme aires d'alevinage. On n'insistera jamais trop sur l'importance des marais pour les poissons des Grands Lacs et les plans d'eau intérieurs. Environ 90 % de la biomasse de poisson du lac Érié est constituée de poissons fourrages, dont la plupart sont issus des milieux humides. (Keast *et al.*, 1978; Stephenson, 1988; 1990)

L'une des plus importantes fonctions hydrologiques des milieux humides est l'interception des nutriments, des métaux lourds et d'autres contaminants. La capacité d'épuration de l'eau des marais varie considérablement selon divers facteurs tels que l'endroit où est situé le marais par rapport à l'écoulement de surface, les types de substrats, les espèces de plantes dominantes, le temps de contact avec l'eau qui s'écoule et le climat. Ainsi, on a estimé que les marais situés à l'embouchure du ruisseau Old Woman en Ohio retenaient de 12 à 60 % des métaux traversant le système et de 35 à 80 % des nutriments bioactifs (Herdendorf, 1992).

Les marais intérieurs revêtent une grande importance car ils réduisent les risques d'inondation. Les marais isolés emmagasinent l'eau et empêchent une certaine proportion du ruissellement pluvial de gagner directement les cours d'eau. Les marais riverains emmagasinent aussi l'eau et en diminuent l'écoulement, ce qui entraîne une réduction des débits de pointe.

La végétation des marais stabilise les rives et réduit les risques d'érosion. Cela est particulièrement important dans les cours d'eau et les lacs où la zone de fetch est étendue. En protégeant les rives, les marais préviennent la perte de biens, atténuent la sédimentation des masses d'eau et aident à préserver les caractéristiques du lit des cours d'eau.

## *Types de milieux humides propices à la restauration*

Les deux types de milieux humides qui se prêtent le mieux à des activités de restauration d'envergure sont les marais et les marécages. À l'heure actuelle, on possède peu de données scientifiques sur la restauration des tourbières oligotrophes et minérotrophes. La meilleure stratégie de gestion de ces milieux (et de tous les habitats humides) est de protéger leurs sources d'eau et d'éviter d'altérer leurs bassins hydrographiques. Dans certains cas, les puits et les carrières abandonnés qui sont reliés à la nappe phréatique peuvent offrir des possibilités uniques pour la création d'une tourbière minérotrophe (Hough Woodland Naylor Dance et Gore and Storrie Ltd., 1995).

Les marais sont plus faciles à restaurer, et les marais nouvellement créés seront partiellement fonctionnels après quelques années seulement. Cependant, il faudra peut-être plus de temps pour qu'un marécage restauré redevienne fonctionnel, et il ne le sera entièrement qu'après quelques décennies, lorsque les arbres et les arbustes de grande taille auront poussé.



Photo de John Mitchell

### *2.1.3 Quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides*

#### *> Ligne directrice*

*La préservation de certains attributs et fonctions essentiels du milieu humide nécessite l'identification et la préservation d'une zone critique (ZC) bordée d'une zone de protection (ZP) appropriée. Si une zone critique n'est pas délimitée par des caractéristiques propres au site, il faut à tout le moins respecter les lignes directrices suivantes :*

- *Tourbière oligotrophe : ensemble de la zone de captage.*
- *Tourbière minérotrophe : 100 m ou largeur déterminée par une étude hydrogéologique, la plus grande des deux valeurs étant retenue.*
- *Marais : 100 m.*
- *Marécage : 100 m.*

#### *> Justification*

L'habitat naturel adjacent aux milieux humides peut revêtir une importance particulière pour le maintien des fonctions et des caractéristiques des milieux humides. Cette zone, appelée zone tampon, fait souvent partie intégrante de l'écosystème palustre, car elle remplit diverses fonctions liées à l'habitat pour la faune dépendante des milieux humides. Il serait donc plus appropriée de la désigner sous l'appellation de « zone critique » (ZC).

### *Définition des zones critiques*

L'expression « zone critique » désigne des terres autres que des milieux humides qui remplissent des fonctions ou possèdent des caractéristiques biophysiques reliées directement au milieu humide considéré. Il peut s'agir d'une prairie sèche où nichent des oiseaux aquatiques (qui utilisent le milieu humide pour élever leurs petits), d'un habitat de nidification des tortues qui vivent dans le milieu humide, d'une aire d'alimentation des grenouilles léopard et des libellules ou d'un habitat de nidification des oiseaux qui vivent souvent à la limite de l'écozone humide-sèche (p. ex. la Paruline jaune). La zone d'alimentation de la nappe souterraine qui présente une importance pour le milieu humide adjacent peut également être considérée comme une zone critique.

Pour ainsi dire, la zone critique est le prolongement fonctionnel du milieu humide dans un milieu sec. Une fois déterminée, la zone critique (et le milieu humide lui-même) doit être protégée des dangers extérieurs par la zone de protection. Cette dernière peut prendre la forme d'une simple clôture (qui dissuade les gens de passer) ou d'une bande végétalisée (qui intercepte les eaux de ruissellement ou fait obstacle à un agent stressant). En fait, la zone de protection vise à atténuer l'impact du milieu sec sur les fonctions du milieu humide.

La largeur des deux zones combinées peut varier de quelques mètres à plusieurs centaines de mètres.

La zone de protection, qui s'apparente à une barrière ou à une bande filtrante, peut remplir d'autres fonctions : réduction des concentrations de nutriments ou de contaminants, atténuation des effets indirects (agressions sonores ou visuelles), limitation des intrusions humaines dans le milieu humide. Elle peut également être intégrée au paysage urbain et servir à des fins diverses : randonnée pédestre, loisirs, embellissement du paysage, interprétation et intégration de l'infrastructure urbaine (p. ex. utilisation des installations de gestion des eaux pluviales comme barrières).

La zone critique, dont les fonctions s'étendent au-delà du milieu humide, et la zone de protection, qui protège la zone critique des menaces extérieures, constituent la zone tampon du milieu humide (terres adjacentes totales).

En faisant la distinction entre la zone critique et la zone de protection, le *Cadre d'orientation* encourage le développement d'une évaluation multicritères pour les zones tampons (van der Merwe *et al.*, 2001), qui à son

tour favorise la détermination des critères en fonction des caractéristiques propres au site et leur hiérarchisation. Une telle évaluation pourrait notamment favoriser certaines utilisations des terres ou activités dans les zones de protection et non dans les zones critiques. L'utilisation de ces « bandes » dans les terres adjacentes pourrait aider à résoudre certains problèmes liés à l'utilisation des terres lorsqu'un développement urbain est proposé à proximité des milieux humides.

La largeur des terres adjacentes totales doit être fonction du cadre écologique (p. ex. l'effet complémentaire des habitats adjacents [Pope *et al.*, 2000; Guerry et Hunter, 2002]) et à ses interactions avec d'éventuels agents stressants (Gartner Lee Limited, 1992). Parmi les facteurs à prendre en considération dans l'établissement des terres adjacentes, mentionnons les suivants : objectifs de gestion, caractéristiques du milieu humide, interactions écologiques avec les milieux secs, source, importance et fréquence des agents stressants potentiels, et options techniques.

La délimitation appropriée des terres adjacentes nécessite une connaissance des caractéristiques de la zone d'intérêt, une compréhension des agents stressants actuels et futurs et l'utilisation des données scientifiques les plus récentes. Ce n'est qu'ainsi que l'on pourra déterminer l'étendue probable des attributs (y compris la zone critique) ainsi que le type et l'étendue des zones de protection requises. Les tableaux 3, 4 et 5 ci-après donnent quelques exemples à cet égard.

**Tableau 3. Zones critiques**

| Fonction ou attribut (le cas échéant) | Distance de l'eau (zone critique) | Référence | Remarques |
|---|---|---|---|
| Tortue peinte en période de nidification | De 1 m à 620 m; moyenne de 90 m. | Christens et Bider, 1987. | |
| Tortue ponctuée et tortue mouchetée | (Les distances correspondent à la moyenne plus écart type.)<br>Tortue ponctuée : nidification – 85 m; hibernation – 54 m.<br>Tortue mouchetée : nidification – 380 m; exposition au soleil – 18 m; hibernation – 114 m. | Joyal *et al.*, 2001. | Radio-pistage dans le Maine. |
| Tortue ponctuée | Nidification – 75 m à 312 m; hibernation – jusqu'à 412 m. | Milam et Melvin, 2001. | Radio-pistage de 26 tortues au Massachusetts. |
| Tortues d'eau douce | 90 % des nids – 73 m. | Burke et Gibbons, 1995. | Radio-pistage. |
| Grenouille verte (aire d'alimentation) | Moyenne : 36 m, écart type : 25 m. | Lamoureux *et al.*, 2002. | Radio-pistage dans l'État de New York. Les aires d'alimentation terrestres pourraient être critiques (compte tenu des changements dans la densité des grenouilles). |
| Salamandres (Ambystoma) | Moyenne : 125 m pour les adultes, 70 m pour les petits; 164 m (90 %). | Semlitsch, 1998. | Il est recommandé d'intégrer des couloirs dans les terres adjacentes. |
| Salamandre tigrée (Ambystoma) | 173 m. | Trenham, 2001. | Il est possible que l'étude ait sous-estimé les besoins relatifs aux terres adjacentes. |
| Sauvagine en période de nidification | De 0 m à plus de 400 m; 90 % des oiseaux se trouvaient à moins de 200 m. | Henshaw et Leadbeater, 1998. | Étendue fondée sur des données empiriques recueillies sur une période de deux ans et pour 102 nids dans des marais côtiers. Environ 20 % des nids étaient dans des milieux humides ou à moins 25 m de ceux-ci. Peut s'appliquer quand un habitat de nidification convenable pour la sauvagine est présent. |

**Tableau 4. Zones de protection**

| Agent stressant | Étendue proposée de la zone de protection (ZP) | Référence | Remarques |
|---|---|---|---|
| Dérive d'herbicides agricoles | Bande à la lisière des champs cultivés (de 6 m à 9 m, selon les données) | Boutin et Jobin, 1998. | Selon d'autres études citées : de 5 m à 10 m. |
| Nitrates | De 16 m à 104 m | Basnyat *et al.*, 1999. | Objectif d'élimination de plus de 90 % des nitrates. |
| Polluants agricoles de source diffuse | 16,3 m pour les bandes gazonnées/boisées (riveraines) | Lee *et al.*, 2003. | Enlèvement de plus de 97 % des sédiments; des bandes d'herbes plus étroites (7 m) ont eu un effet positif. |
| Eaux pluviales des zones résidentielles | 15 m; de 23 m à 30 m sur les pentes supérieures à 12 %. | Woodard et Rock, 1995. | Type de couvre-sol également très important. |
| Chats des villes | 190 m. | Haspel et Calhoon, 1991. | Taux de prédation sur la faune variable. |
| Activités de jardinage (p. ex. empilage du bois, compostage) | De 19 m à 38 m. | Matlack, 1993. | L'installation de clôtures peut donner les mêmes résultats avec une largeur moindre. |
| Activités récréatives (p. ex. camping) | De 67 m à 130 m. | Matlack, 1993. | |
| Perturbations par des embarcations | Distances franches (distance par rapport à un agent stressant à partir de laquelle un oiseau quittera son nid) (moyenne plus écart type) : de 45 m à 80 m environ pour les espèces des Grands Lacs (sauf la sauvagine). Les distances recommandées sont plus grandes. | Rodgers et Schwikert, 2001. | Données empiriques reposant sur une étude réalisée en Floride sur les motomarines et les embarcations à moteur hors-bord. |
| Perturbations humaines des Grands Hérons en période de nidification | 100 m | Rodgers et Smith, 1995. Erwin, 1989. | Distances franches de 32 m plus écart type de 5,5 m, plus 40 m pour atténuer les comportements antagonistes. |

**Tableau 5. Choix d'études et de lignes directrices qui tiennent compte des terres adjacentes**

| Référence | Terres adjacentes | Remarques |
|---|---|---|
| Brown, M.T., J. Schaefer et K. Brandt. 1990. | Eau souterraine en majeure partie de 30 m à 168 m (allant de 6 m à 168 m). Sédimentation : Zone de protection de 23 m à 114 m. Faune : zone critique de 98 m à 223 m. | Zones de protection minimale et maximale basées sur des associations de paysages. Les conditions moyennes ont été utilisées d'après un examen de la littérature. |
| Castelle, A.J., A.W. Johnson et C. Conolly. 1994. | Dans la plupart des cas : au moins de 15 m à 30 m; mais propres au site. | Examen de la littérature sur l'enlèvement des sédiments et des nutriments, le ruissellement fluvial, le réchauffement des températures, la diversité des habitats, les effets de la faune et de l'homme (c.-à-d. les zones critiques et les zones de protection). |
| Gabor, T.S., A.K. North, L.C.M. Ross, H.R. Murkin, J.S. Anderson, et M.A. Turner. 2001. | Aucune conclusion concernant l'étendue minimale ou maximale des terres adjacentes. | Brève description de la littérature sur les zones de protection aux fins de la lutte contre l'érosion et la sédimentation, la gestion des nutriments, des agents pathogènes et des pesticides. |
| Lowrance, R., S. Dabney et R. Schultz. 505 2002. | Description de dix pratiques américaines sur les terres adjacentes (USDA-NRCS). Allant de 1 m à 30 m. | Zones de protection prévues en général pour la lutte contre l'érosion, la réduction du transport des polluants et d'autres avantages agricoles. Prudence recommandée concernant les bandes très étroites. |
| Norman, A. J., 1996. | Étendue de base des terres adjacentes de 50 m; cette distance peut être modifiée selon les caractéristiques propres au site. (p. ex. production de la sauvagine, sensibilité hydrologique). | Examen de la littérature sur les zones de protection et les zones critiques; la plupart des documents examinés ont été publiés avant 1989. Citations sur la faune (p. ex. sauvagine reproductrice). |

**Tableau 6. Lignes directrices pour les terres adjacentes**

*La préservation de certains attributs et fonctions essentiels du milieu humide nécessite l'identification et la préservation d'une zone critique (ZC) bordée d'une zone de protection (ZP) appropriée. Si la zone critique n'est pas délimitée par des caractéristiques propres au site, il faut à tout le moins respecter les lignes directrices suivantes :*

| Type de milieu humide* | Ligne directrice |
|---|---|
| Tourbière oligotrophe | Zone de captage |
| Tourbière minérotrophe (pauvre ou riche) | 100 m ou largeur déterminée par une étude hydrogéologique, la plus grande des deux valeurs étant retenue. |
| Marais | 100 m |
| Marécage | 100 m |

* Il existe plusieurs définitions des types de milieux humides, surtout en ce qui a trait aux tourbières oligotrophes. La présente ligne directrice est fondée sur la définition fournie par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (1994).

Une analyse de ces tableaux montre que l'étendue appropriée des terres adjacentes ne peut être déterminée au moyen d'une seule approche. Il serait possible de justifier scientifiquement une zone critique et une zone de protection combinées de 170 mètres dans un lieu et de 50 mètres dans un autre, même si les deux endroits font partie du même milieu humide. La décision doit être prise d'après les fonctions, les attributs, les caractéristiques du site, les agents stressants, le plan et, en particulier, les objectifs et les attentes en matière de gestion des terres adjacentes.

À la lumière des connaissances actuelles, la littérature scientifique indique de plus en plus qu'en ce qui a trait aux zones critiques, les exigences les plus élevées tendent à être associées aux attributs des espèces sauvages, particulièrement celles vivant autour des marais. Bon nombre de ces nouvelles connaissances proviennent d'études réalisées au moyen de nouvelles technologies de repérage faisant appel à la miniaturisation. Il est essentiel que les activités de revalorisation soient axées sur les zones critiques où des espèces clés se trouvent ou pourraient se trouver.

La plupart des milieux humides du bassin des Grands Lacs sont susceptibles de soutenir au moins certains attributs fauniques qui comprennent également des milieux secs servant d'habitats saisonniers. Par conséquent, les étendues minimales de terres adjacentes aux terres humides, fondées uniquement sur des paramètres de qualité de l'eau (c.-à-d. de 15 mètres à 30 mètres sur des pentes de moins de 12 % avec une bonne couverture végétale), sont vraisemblablement insuffisantes. D'après cette analyse, une zone critique associée à des attributs liés aux milieux humides ne pourrait être établie qu'en fonction des caractéristiques et des sensibilités propres au site ainsi que des objectifs de gestion.

Le tableau 6 expose des lignes directrices minimales raisonnables fondées sur le niveau actuel des connaissances scientifiques concernant l'étendue requise de terres adjacentes.

## 2.1.4 Emplacement des milieux humides

### > *Ligne directrice*

*Les milieux humides ont des effets positifs, quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique. Toutefois, il est possible de rétablir des fonctions écologiques particulières en restaurant des milieux humides situés à des endroits névralgiques : la partie amont d'un bassin hydrographique (émergence et recharge des eaux souterraines), les plaines inondables (réduction du risque d'inondation) et les zones côtières (production aquicole). Un intérêt particulier devrait être porté à l'emplacement historique des milieux humides ainsi qu'aux conditions du site et du sol.*

### > *Justification*

Quel que soit leur emplacement dans un bassin hydrographique, les milieux humides restaurés présentent de nombreux avantages, dont la régulation des débits de pointe et l'accroissement de la biodiversité, à la condition qu'ils soient propices à l'établissement ou à la remise en état de l'habitat palustre.

Un nombre grandissant de documents scientifiques peuvent être utilisés pour déterminer le « meilleur » emplacement des milieux humides dans un bassin hydrographique (p. ex. Griener et Hershner, 1998; DeLaney, 1995). Cet emplacement est choisi surtout en fonction des caractéristiques du bassin hydrographique (Norton et Fisher, 2000). Cependant, il ne fait aucun doute que le paysage influe sur les fonctions des milieux humides (Mitsch et Gosselink, 2000) ainsi que sur la création de milieux humides (Babb *et al.*, 1997).

Les milieux humides situés à des endroits stratégiques peuvent s'avérer utiles pour atteindre des objectifs particuliers, résoudre des problèmes ou combler des besoins en matière de recherches. Un nombre grandissant de documents d'orientation peuvent faciliter le choix de l'emplacement stratégique des projets de restauration des milieux humides et de la démarche à suivre pour les réaliser. Almendinger (1999) décrit une méthode qui permet de déterminer l'ordre de priorité des projets de restauration pour améliorer la qualité de l'eau, tandis que Bedford (1999) suggère une approche fondée sur l'établissement a priori des effets cumulatifs qui permet de déterminer les profils de milieux humides antérieurs et actuels.

Dans la partie amont des bassins hydrographiques, les milieux humides peuvent remplir des fonctions essentielles. Dans les marais, ces fonctions incluent la protection de la qualité des eaux qui rechargent la nappe souterraine et/ou émergent de celle-ci, l'introduction de feuilles et de débris ligneux essentiels à la diversité des poissons et des macro-invertébrés en aval (Gurnell *et al.*, 1995; cités dans Detenbeck *et al.*, 1999) et la réduction du réchauffement des cours d'eau à la source. Une eau de bonne qualité dans la portion amont des bassins hydrographiques est vraisemblablement bénéfique pour les milieux humides côtiers en aval (Crosbie et Chow-Fraser, 1999).

Dans la partie aval des bassins hydrographiques, les habitats palustres et riverains sont essentiels, car ils réduisent les débits de pointe et les rendent asynchrones, améliorent la qualité de l'eau et fournissent un habitat aux invertébrés aquatiques, aux poissons et à d'autres espèces sauvages.

Les marais lacustres offrent un habitat vital aux poissons, et on a montré que les habitats humides lacustres supportaient une biomasse de poisson environ 60 % plus élevée que celle des zones non végétalisées (Petzold, 1996). Ces milieux humides peuvent jouer un rôle capital dans la pratique de la pêche à la grandeur du lac. Par exemple, les changements dans la quantité et le type de milieux humides survenus à Long Point ont affecté les populations de poissons de tout le lac Érié (T. Whillans, communication personnelle).

Les utilisations actuelles des terres, les habitats complémentaires (p. ex. les hautes terres boisées fréquentés par les amphibiens), l'hydrologie, la profondeur de l'eau, le substrat et le fetch sont tous des facteurs à prendre en considération pour déterminer la zone à restaurer. Idéalement, il faut rétablir une végétation de milieu humide à tous les endroits où il est possible de le faire.

Comme deuxième priorité, il faut accroître la superficie des marais existants. Plus un marais est grand, plus il

protège le zooplancton et les poissons des prédateurs, et plus il supporte une grande diversité d'espèces d'oiseaux. La fragmentation des marais lacustres peut entraîner la disparition du zooplancton et le déclin subséquent des espèces de poissons qui en sont tributaires. Même dans les systèmes où le zooplancton abonde, de petits îlots de marais peuvent constituer des pièges écologiques. Ces îlots servent d'aires d'alevinage à de nombreuses espèces de poissons, mais ils affichent de très hauts taux de prédation par des piscivores (poissons qui mangent d'autres poissons) comme le crapet de roche. Toutefois, les petits marais (et plus particulièrement des marais présents en concentration élevée dans un paysage) peuvent être propices à la sauvagine.

Si l'on prévoit créer un nouveau marais lacustre, il faut choisir l'emplacement le plus vaste possible et ce, pour les raisons susmentionnées. Même si un milieu humide de très petite taille augmentera la biomasse des invertébrés et des poissons, il faudrait à tout le moins qu'il couvre 0,4 hectare. La présence de deux milieux humides distants de moins de 100 mètres favorisera la libre circulation des poissons, et ces deux îlots devraient supporter collectivement plus d'espèces que s'ils étaient isolés. Néanmoins, l'établissement d'un nouveau milieu humide isolé des autres marais ne saurait être écarté.

Les nouveaux marais peuvent créer de nouveaux noyaux de production de poissons, augmenter la biomasse des poissons dans le lac et offrir un habitat important à d'autres espèces telles que la sauvagine, les amphibiens et les reptiles.

Voici les endroits où il est recommandé de restaurer des milieux humides dans les secteurs préoccupants (sans ordre particulier).

- Milieux humides en amont, en particulier les marécages, aux endroits où ils existaient auparavant.
- Marais et marécages situés dans les plaines inondables ou le long des cours d'eau de deuxième et de troisième ordre.
- Milieux humides lacustres en raison de leur importance cruciale pour les poissons et d'autres espèces sauvages.
- Milieux humides situés dans des lieux historiques connus, là où cela est encore faisable.
- Tous les milieux humides ont des effets positifs, peu importe leur superficie ou leur emplacement dans un bassin hydrographique.



Photo de SCF

## 2.1.5 Taille des milieux humides

### > *Ligne directrice*

*Des milieux humides de superficie, de type et d'hydropériode variables devraient être préservés dans le paysage. La présence de marais et de marécages suffisamment vastes pour soutenir des habitats diversifiés est particulièrement importante.*

### > *Justification*

Les marécages arborés sont un type de forêt capable de soutenir des espèces sauvages sensibles à la superficie de l'habitat (celles exigeant de plus vastes habitats continus pour être productives) ou des espèces qui ne peuvent subsister dans les habitats de lisière (celles préférant vivre dans un habitat éloigné de l'influence de la lisière qui sont souvent désignées sous le nom d'espèces de l'intérieur des forêts). Or, dans les secteurs préoccupants, les marécages arborés peuvent être les seuls éléments qui contribuent encore de façon significative aux habitats forestiers intérieurs. La taille du milieu forestier et les espèces susceptibles d'être présentes dans des forêts de tailles différentes sont donc des questions pertinentes à la présente discussion sur la taille du milieu humide. Cependant, les marécages arborés offrent un habitat intérieur à des espèces forestières sensibles à la superficie qui diffèrent de celles qui vivent dans les grands îlots forestiers des milieux secs.

La présence de milieux humides de taille variable peut revêtir une grande importance pour la biodiversité locale ou régionale. Ainsi, un petit étang de reproduction de la salamandre (moins de 0,5 hectare) dans une forêt sèche peut constituer une caractéristique essentielle de l'habitat. Des milieux humides provisoires peuvent également soutenir un groupe unique d'espèces (Snodgrass *et al.*, 2000) et augmenter ainsi la diversité des assemblages d'espèces dans un secteur. Les animaux et les invertébrés sont souvent attirés par les habitats caractérisés par une courte hydropériode (période pendant laquelle le milieu humide comporte des eaux stagnantes) et par l'absence de poissons prédateurs ou concurrents. Snodgrass *et al.* (2000) ont également constaté qu'il n'y avait, dans le sud-est des États-Unis à tout le moins, aucune corrélation entre la taille du milieu humide et la diversité des espèces d'amphibiens.

Pour ce qui est des marais, même de petites superficies (p. ex. 0,01 hectare) peuvent être importantes pour la reproduction des amphibiens ou peuvent offrir un habitat à la sauvagine (pour celle-ci, la présence d'un réseau de petits milieux humides est particulièrement importante pour la formation des couples au printemps et pour l'alimentation). En outre, certaines espèces sauvages ont évolué de manière à pouvoir tirer profit d'un réseau de milieux humides, et elles peuvent se déplacer aisément d'un milieu à l'autre à la recherche de nourriture (p. ex. les Busards Saint-Martin, les hérons, les canards de surface). Le système d'évaluation des milieux humides de l'Ontario reconnaît le concept de réseaux de milieux humides (OMNR, 1994).

Indépendamment de l'importance ou non des grandes unités forestières (voir l'analyse sur le couvert forestier), les grands marécages tendent à renfermer des habitats plus hétérogènes (c.-à-d. plus variés) et, par conséquent, à subvenir aux besoins d'un plus grand nombre d'espèces sauvages (Golet *et al.*, 2001). Un tel phénomène s'observe également dans les grands marais, et il est souvent désigné sous le nom de stratification, que l'on peut définir comme la juxtaposition de différentes communautés palustres (p. ex. végétation submergée et végétation émergente). Soulignons ici que les mécanismes de maintien de l'hétérogénéité dans les marais diffèrent énormément de ceux qui s'exercent dans les marécages (bathymétrie, profondeur de l'eau, hydropériode, etc.).

Dans un marais, un degré élevé de stratification (p. ex. végétation submergée/eau libre, végétation émergente et, dans certains cas, végétation arbustive) offre un habitat de plus grande qualité à une plus grande variété d'espèces que n'offre, par exemple, une bande étroite de massettes sur un rivage. Soulignons que les marais sont des systèmes très dynamiques. Ainsi, le rapport de végétation submergée/eau libre à végétation émergente (pour certaines espèces, le marais semi-émergent optimal affiche un rapport de 1:1) et le modèle de stratification peuvent varier

considérablement d'une année à l'autre. Cependant, la taille demeure un facteur clé : il est moins probable qu'un petit milieu humide contienne des étendues suffisantes de différents types d'habitats palustres susceptibles d'être régulièrement utilisés d'une manière productive par la faune.

Des preuves restreintes suggèrent que les espèces sauvages ne tirent pas nécessairement profit d'un degré élevé de stratification. En effet, certaines espèces peuvent exiger de vastes peuplements de plantes émergentes comportant peu de trouées, voire aucune (c.-à-d. Busard Saint-Martin), tandis que d'autres semblent préférer des zones dominées par des plantes émergentes comportant de petites trouées isolées (p. ex. le Petit Blongios).

Comme les autres types de milieux humides, les grands marais et les réseaux de milieux humides peuvent également attirer des espèces sauvages sensibles à la superficie de l'habitat. Parmi les oiseaux figurent le Troglodyte des marais (10 hectares), la Guifette noire (30 hectares) et la Sterne de Forster (plus grands systèmes côtiers). La Guifette noire nichera dans de plus petits milieux humides s'il y a de grandes aires d'alimentation à proximité. Les petits milieux humides attirent également à l'occasion un certain nombre d'autres espèces, telles que le Petit Blongios et le Râle élégant, mais les populations viables à long terme sont associées aux milieux humides étendus.

**Tableau 7. Utilisation d'habitats de différentes tailles par les espèces sauvages**

| Superficie | Marécages arborés | Marais |
|---|---|---|
| 1 ha | ■ Mammifères qui peuvent subsister dans les habitats de lisière (écureuil gris).<br>■ Oiseaux communs qui peuvent subsister dans les habitats de lisière (Geai bleu, Cornelle d'Amérique).<br>■ Certains oiseaux associés aux arbres matures (Mésange à tête noire, Pioui de l'Est). | ■ Petites populations de rats musqués.<br>■ Oiseaux qui peuvent subsister dans les habitats de lisière (Carouge à épaulettes, Bernache du Canada, Canard colvert).<br>■ Herpétofaune persistante et commune (telle que la grenouille verte et la tortue peinte). |
| 4 ha | ■ Très petit nombre d'oiseaux communs qui peuvent subsister dans les habitats de lisière (Pic mineur, Tyran huppé).<br>■ Présence possible du tamia rayé. | ■ Espèces semblables à celles énumérées précédemment (à ces espèces peut s'ajouter le ouanoran). |
| 10 ha | ■ Prédominance d'espèces qui peuvent subsister dans les habitats de lisière (mais de très petites zones d'habitats intérieurs peuvent supporter de petits nombres d'espèces modérément sensibles à la superficie de l'habitat (Pic chevelu, Sittelle à poitrine blanche). | ■ Troglodyte des marais et d'autres espèces de sauvagine. |
| 30 ha | ■ Certaines espèces de salamandre (quand les marécages sont suffisamment étendus).<br>■ Petites populations d'espèces qui ne peuvent subsister dans les habitats de lisière (Troglodyte mignon, Grimpereau brun, Paruline noir et blanc). | ■ Espèces des marais semblables à celles énumérées précédemment (à ces espèces peut s'ajouter la Guifette noire). |
| 50 à 75 ha | ■ Présence possible d'une variété d'espèces sensibles à la superficie de l'habitat (certaines espèces peuvent être absentes s'il n'y a pas d'habitat adéquat dans les environs).<br>■ Prédominance d'espèces qui tolèrent les habitats de lisière, mais présence de petites populations de la plupart des oiseaux forestiers.<br>■ Certaines espèces peuvent être absentes s'il n'y a pas d'habitat adéquat dans les environs. | ■ Présence possible du Petit Blongios. |
| 100 à 400 ha | ■ Toutes les espèces d'oiseaux qui dépendent de la forêt.<br>■ De nombreuses espèces sont encore en petit nombre et peuvent être absentes s'il n'y a pas d'habitat adéquat dans les environs.<br>■ Présence possible de la souris sauteuse des bois. | ■ Présence possible d'un petit nombre de canards plongeurs (p. ex. Fuligule à tête rouge, Fuligule à dos blanc, Érismature rousse). |
| 1 000 ha | ■ Convient à la plupart des oiseaux forestiers.<br>■ Présence de certains mammifères qui dépendent de la forêt, mais la plupart sont encore absents. | ■ Toutes les espèces des marais, mais certaines peuvent continuer à afficher de petites populations. |
| 10 000 ha | ■ Écosystème presque entièrement fonctionnel, mais peut être inadéquat pour certains mammifères comme le loup gris et le lynx roux (une superficie de 100 000 ha est proposée comme une superficie minimale). | ■ Écosystème entièrement fonctionnel. |

## 2.1.6 Forme des milieux humides

### > *Ligne directrice*

*À l'instar des forêts sèches, lorsque la matrice paysagère n'est pas constituée d'habitats naturels, les marécages devraient avoir une forme régulière et offrir un minimum d'habitats de lisière et un maximum d'habitats intérieurs afin de subvenir aux besoins des espèces qui ne tolèrent pas les habitats de lisière.*

### > *Justification*

La forme optimale du milieu humide varie selon le type de milieu humide. Les marécages arborés sont un type de forêt; en conséquence, la forme de la forêt est une question pertinente à la discussion sur la forme du milieu humide. Lorsqu'ils sont de forme régulière (p. ex. circulaires), ils peuvent être très utiles aux espèces qui ne peuvent subsister dans les habitats de lisière. Plus le rapport lisière/superficie est élevé, plus le marécage peut subvenir aux besoins des espèces sauvages qui sont adaptées aux conditions des habitats intérieurs (voir la figure 1).

Peu de recherches ont été menées sur les effets de la forme d'autres types de milieux humides (p. ex. les marais). On sait que la biodiversité peut varier en fonction des variations internes des communautés végétales (plantes émergentes par rapport aux plantes submergées dans un marais). Cet effet est examiné à la section intitulée « Taille des milieux humides ».

La forme d'un marais est aussi importante quand on vise à améliorer la qualité de l'eau. Les marais longs et étroits, de même que ceux portant au maximum le contact de l'eau avec la végétation et le temps de stagnation dans le milieu humide, devraient être les plus efficaces à cet égard.

Photo de Eric Dresser

## 2.2 Lignes directrices sur les habitats riverains

Les lignes directrices sur les habitats riverains (tableau 8) portent sur le pourcentage des rives des cours d'eau couvert de végétation naturelle, la largeur de la zone tampon végétalisée, le total des sédiments en suspension, le pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé et les populations de poissons.

**Tableau 8. Ligne directrices sur les habitats riverains**

| Paramètre | Ligne directrice |
|---|---|
| Pourcentage des berges des cours d'eau couvert de végétation naturelle | Une végétation naturelle devrait être présente sur 75 % des berges d'un cours d'eau. |
| Quantité de végétation naturelle en bordure des cours d'eau | Les cours d'eau devraient être bordés d'une zone tampon d'au moins 30 m de largeur sur chacune des berges; la zone tampon peut être plus large tout dépendant des conditions sur le site. |
| Total des sédiments en suspension | Autant que possible, les concentrations de sédiments en suspension devraient être inférieures à 25 milligrammes par litre ou être conformes aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999). |
| Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé | Moins de 10 % de la superficie totale d'un bassin hydrographique urbanisé devrait être imperméable afin de préserver la qualité de l'eau des cours d'eau, la quantité d'eau ainsi que la densité et la biodiversité des espèces aquatiques. Une limite supérieure de 30 % représente un seuil pour les systèmes dégradés. |
| Populations de poissons | Les objectifs touchant les communautés de poissons peuvent être établis en fonction des caractéristiques intrinsèques de chaque bassin hydrographique (p. ex. zone de drainage, géologie des formations superficielles, débit), des communautés de poissons actuelles et passées ainsi que des facteurs (et leur importance relative) qui influent sur l'écosystème. |

### 2.2.1 Pourcentage des berges des cours d'eau couvert de végétation naturelle

#### > *Ligne directrice*

*Une végétation naturelle devrait être présente sur 75 % des berges d'un cours d'eau.*

#### > *Justification*

Dans un secteur à l'étude de Toronto, on a constaté une dégradation des cours d'eau lorsque la végétation couvrait moins de moins de 75 % des berges des cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre (Steedman, 1987). Un pourcentage de 75 % avait aussi été fixé pour le bassin hydrographique de la rivière Rouge, dans le secteur préoccupant de la Communauté urbaine de Toronto.

Dans le cadre de l'application de la présente ligne directrice à la rivière Humber/Communauté urbaine de Toronto, Toronto and Region Conservation Authority a constaté que le pourcentage de végétalisation des berges de nombreux ruisseaux d'eau froide était inférieur à 75 %, voire à 50 %. L'Office a estimé que l'efficacité des zones tampons végétalisées était liée davantage à l'intégrité des cours d'eau (telle que mesurée par les niveaux des communautés de poissons) qu'à la température de l'eau (tempérée ou froide).

Des commentaires connexes ont été fournis par la firme Gartner Lee Limited (1997b) à la suite d'une étude sur le terrain menée au bras Severn/ruisseau Hogg. Dans le ruisseau Hogg, le pourcentage de végétalisation des berges des cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre n'est que de 43 %; cependant, plusieurs affluents du bras principal du ruisseau Hogg affichent des caractéristiques d'eau froide, lesquelles semblent être associées à un haut débit de base (46,9 %) en tant que pourcentage du débit moyen annuel par kilomètre carré. La firme Gartner Lee Limited (1997a) souligne également que la présence de caractéristiques d'eau froide est fortement liée à la géologie du secteur. Par conséquent, elle juge que la présente ligne directrice devrait être désignée comme un pourcentage d'habitats riverains végétalisés en bordure des cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre en sols perméables. Comme les ruisseaux d'amont en sols argileux sont plus susceptibles d'être affectés par une sécheresse saisonnière, le couvert de végétation riveraine perd de son importance. Voilà qui nous amène à souligner la nécessité de prendre en considération des facteurs autres qu'un pourcentage facilement mesurable de couvert de végétation riveraine.

## *Importance de l'ordre des cours d'eau*

L'ordre des cours d'eau est la mesure de la position d'un cours d'eau selon la hiérarchie des affluents qui forment le bassin hydrographique. Les cours d'eau de premier ordre se trouvent dans la partie amont du bassin hydrographique et n'ont aucun affluent. Les cours d'eau de deuxième ordre n'ont comme affluents que des cours d'eau de premier ordre. Les cours d'eau de troisième ordre prennent leur source à la confluence des affluents de deuxième ordre, etc. En général, plus l'ordre est élevé, plus le cours d'eau est large. En Ontario, la plupart des systèmes hydrographiques vont rarement au-delà du cinquième ordre avant de se jeter dans l'un des Grands Lacs.

Au fur et à mesure que s'accroît l'ordre d'un cours d'eau, son débit et sa largeur augmentent. Les petits cours d'eau d'amont sont généralement des cours d'eau de premier, de deuxième ou de troisième ordre. Ils dépendent fortement du couvert végétal, en raison de son effet modérateur sur la température de l'eau et de son apport en matières organiques (p. ex. feuilles tombées, insectes). La pente des cours d'eau est généralement plus élevée dans les cours d'eau d'ordres inférieurs (de 1 à 3). Ceux-ci pourraient donc afficher une plus forte érosion s'ils étaient dénuées de leur végétation riveraine. Plus l'ordre du cours d'eau est élevé, plus sa productivité interne augmente et moins la végétation terrestre influe sur sa production interne. La pente des cours d'eau d'ordres supérieurs est généralement moins forte, et leurs eaux sont conséquemment plus profondes et s'écoulent plus lentement. Le dépôt de sédiments en suspension peut être important à certains endroits.

Les caractéristiques des cours d'eau d'ordres inférieurs (de 1 à 3) rendent ceux-ci beaucoup plus dépendants de la végétation riveraine et des zones tampons pour la protection de leurs fonctions écologiques naturelles. Du point de vue des bassins hydrographiques, on retire plus d'avantages à établir une végétation en bordure de cours d'eau d'ordres inférieurs (de 1 à 3) qu'en bordure de cours d'eau d'ordres supérieurs. La végétation ligneuse le long d'un cours d'eau d'ordre inférieur est plus susceptible de fournir le couvert nécessaire pour abaisser la température pendant les chaleurs estivales qu'elle pourrait le faire le long des berges d'une grande rivière; cependant, une végétation à racines profondes est essentielle au maintien de la stabilité des berges des cours d'eau d'ordres supérieurs.

Les auteurs d'une étude menée récemment dans un milieu très boisé ont constaté que l'abondance du poisson diminuait à mesure qu'augmentait la longueur de zones riveraines non arborées; ils ont suggéré qu'une dégradation de l'habitat du poisson en aval peut résulter de l'altération de zones tampons riveraines arborées sur une distance d'un à trois kilomètres (Jones *et al.*, 1999). D'autres ont suggéré que des phénomènes en amont (comme ceux observés dans des bassins hydrographiques largement déboisés) peuvent annuler la capacité de la végétation riveraine à soutenir un habitat lotique stable (Roth *et al.*, 1996; cités dans Jones *et al.*, 1999). Ces phénomènes pourraient être contrés par l'application de lignes directrices sur la longueur maximale et l'emplacement de zones tampons riveraines altérées dans un bassin hydrographique en particulier.

Le pourcentage de végétation naturelle le long des cours d'eau d'ordres inférieurs (de1 à 3) est facilement mesurable au moyen de données de télédétection et du Système d'information géographique (SIG). Toutefois, il est souvent difficile de mesurer la végétation herbacée à distance. Aussi le pourcentage de couvert végétalisé fait-il souvent référence à la végétation ligneuse. Dans certains cas, une végétation herbacée peut être préférable à une végétation ligneuse (p. ex. dans le cas des cours d'eau de premier ordre qui sont généralement petits et alimentés par des eaux souterraines froides). Souvent, ces cours d'eau étroits (moins de 2,5 mètres) et froids n'ont pas besoin de la protection thermique ni de la matière feuillue que peuvent fournir des arbustes ou des arbres. Des plantes herbacées leur suffisent (Blann *et al.*, 2002). On peut donc dire que si la végétation riveraine herbacée est difficilement mesurable à l'aide des techniques de télédétection, elle est néanmoins aussi importante pour le système hydrographique que la végétation ligneuse.

## *Application de la règle du 75 % : l'exemple de la rivière Rouge*

Toronto and Region Conservation Authority a réalisé une étude sur le réseau hydrographique de la rivière Rouge. Cette étude, intitulée *Forested Watersheds Study*, présente une analyse des cours d'eau selon l'ordre et la quantité de végétation riveraine. Cette information est utilisée par ceux qui mettent en œuvre des initiatives de restauration de l'habitat et de reboisement (Strus *et al.* 1995). Le tableau sommaire qui suit indique le pourcentage des deux berges végétalisées selon l'ordre des cours d'eau.

Les cibles fixées pour l'habitat du bassin hydrographique de la rivière Rouge comprennent une zone tampon de 30 mètres le long de 75 % des berges. Le seuil de dégradation de la population de poissons dans les cours d'eau de la Communauté urbaine de Toronto est atteint lorsque moins de 75 % des berges des cours d'eau sont végétalisées. Le tableau ci-haut montre clairement que le pourcentage des rives couvertes de végétation est inférieur à 75 % dans tous les cours d'eau examinés. Afin d'obtenir des résultats optimaux de revitalisation, la priorité doit être accordée aux cours d'eau de premier ordre.

**Cours d'eau non arborés**

| Ordre du cours d'eau | Superficie (ha) | Longueur (km) | Pourcentage |
|---|---|---|---|
| 1er | 1 216,0 | 202,0 | 18,0 |
| 2e | 483,0 | 80,0 | 33,0 |
| 3e | 211,0 | 35,0 | 41,0 |
| Autre | 691,0 | 115,0 | 40,0 |
| **Total** | **2 601,0** | **432,0** | **40,5** |

Source :
Modifié à partir de Strus *et al.*, 1995.

Photo de Eric Dresser

## 2.2.2 Quantité de végétation naturelle en bordure des cours d'eau

### > *Ligne directrice*

*Les cours d'eau devraient être bordés d'une zone tampon d'au moins 30 m de largeur sur chacune de leurs berges; la zone tampon peut être plus large tout dépendant des conditions sur le site.*

### > *Justification*

On peut difficilement faire des généralités sur l'efficacité de la largeur des terres couvertes de végétation naturelle en bordure des cours d'eau (zones tampons), car il y a tellement de facteurs à prendre en considération (nature du cours d'eau, types de sol, types de végétation, pentes, utilisation des terres adjacentes). Par ailleurs, l'application de techniques de biorestauration capables de diminuer les exigences relatives à largeur des terres adjacentes est un domaine en pleine évolution qui jouera un rôle grandissant à l'avenir.

Un examen des besoins relatifs aux terres adjacentes auxquels il faut répondre pour atténuer la présence de sédiments et de nutriments est présenté dans la section du présent rapport traitant de la quantité de végétation naturelle adjacente aux milieux humides. Cependant, les zones riveraines présentent une diversifié exceptionnelle d'espèces et de mécanismes environnementaux (Naiman et Decamps, 1997), et la science des milieux riverains est, à bien des égards, plus complexe que celle qui s'applique aux milieux humides.

Dans un examen de terres adjacentes riveraines, Knutson et Naef (1997) ont présenté diverses sources qui préconisaient une gamme typique de largeurs allant de trois à 200 mètres, la prépondérance étant accordée à une gamme comprise entre 23 et 60 mètres (toutes ces largeurs étant appliquées aux deux rives des cours d'eau). Pour conclure, ils ont recommandé que les cours d'eau poissonneux aient des zones tampons de 46 ou 61 mètres, selon leur classification, voire de 76 mètres pour les berges ou les cours d'eau ayant une importance à l'échelle de l'État.

Selon des examens menés par Castelle *et al.* (1994) ainsi que par O'Laughlin et Belt (1995), d'après les exigences propres au site, des zones tampons de 3 à 200 mètres de large se sont révélées capables de remplir différentes fonctions dans les zones riveraines. Castelle *et al.* (1994) ont examiné la capacité de zones tampons de différentes largeurs à éliminer les sédiments. Le rapport entre la largeur des zones riveraines et l'élimination des sédiments n'est pas une relation linéaire, la largeur des zones riveraines requises étant disproportionnée par rapport aux faibles améliorations obtenues relativement à l'élimination des sédiments. Dans une zone étudiée, une largeur de 30,5 mètres a permis d'éliminer 90 % des sédiments entraînés sur une pente de 2 %, tandis qu'une largeur de 61 mètres aurait été nécessaire pour éliminer 95 % des sédiments. Dans une autre étude, on mentionne qu'une largeur de 24 mètres a éliminé 92 % des sédiments entraînés dans les eaux de ruissellement provenant d'un parc d'engraissement; deux autres études ont révélé qu'une largeur de 60 mètres était efficace pour enlever 80 % ou plus des sédiments, et ce, même pour de fortes pentes.

Une zone tampon relativement étroite peut être adéquate lorsqu'un secteur est en bon état (c.-à-d. couvert d'une dense végétation indigène poussant sur un sol non perturbé) et que l'utilisation des terres adjacentes est peu susceptible d'avoir des effets négatifs (c.-à-d. parcs, utilisations résidentielles de faible densité, faibles pentes ou sols non érodés). Des zones tampons plus larges sont exigées dans les situations suivantes : ressources de grande valeur, secteurs dégradés, sols moins perméables ou fortement érodés, pentes prononcées, utilisation intense des terres adjacentes (p. ex. agriculture intensive). Pour déterminer les largeurs adéquates, il faut aussi tenir compte de la sensibilité des cours d'eau récepteurs et de leur capacité à assimiler les agents stressants.

Les terres adjacentes végétalisées sont passablement efficaces pour éliminer les nutriments en excès dans l'eau. Dans certaines études, on a constaté que des zones d'une largeur aussi faible que 4,6 mètres étaient efficaces à 90 % pour éliminer l'azote et le phosphore, mais qu'un minimum de 10 à 15 mètres était requis dans la plupart des secteurs. Une zone tampon d'une largeur de 30 mètres bordant un cours d'eau situé à proximité d'un site d'exploitation forestière a réduit les éléments nutritifs à des niveaux en deçà de ceux prescrits dans les recommandations pour l'eau potable.

Dans le Maryland, des zones riveraines boisées ont éliminé 80 % du phosphore et 89 % de l'azote en excès de l'eau, les 19 premiers mètres ayant joué le rôle d'élimination le plus important. Une étude récente (Lee *et al.*, 2003) a révélé que plus de 97 % des sédiments et de 80 à 90 % des principaux nutriments peuvent être éliminés par une zone tampon de 16,3 mètres couverte de végétation herbacée et ligneuse. *Le Draft Chesapeake Bay Program* (2001) recommande des zones tampons de 7,6 à 76 mètres de largeur.

La gamme de largeurs des zones tampons est vaste; pour la plupart des fonctions, la gamme publiée dans la littérature varie de quelques mètres à plus de 100 mètres. En outre, la largeur totale de la zone riveraine est considérée comme étant l'élément clé dans certains documents publiés (p. ex. corridor ou habitat faunique). Toutefois, la largeur des terres riveraines de chaque côté du cours d'eau est généralement employée, ce qui crée une certaine confusion.

En conclusion, la ligne directrice recommande l'aménagement d'une zone tampon d'au moins 30 mètres de large couverte de végétation naturelle sur les deux rives d'un cours d'eau. Ce minimum est fortement appuyé par les documents publiés sur les systèmes riverains; cependant, selon les paramètres propres au site, une largeur supérieure peut se révéler nécessaire à l'atteinte de la fonction souhaitée. Il est également intéressant de noter que la littérature scientifique soutient de plus en plus une largeur de 50 mètres. La présente ligne directrice pourrait donc changer à mesure qu'on obtiendra plus d'information.

## 2.2.3 Total des sédiments en suspension

### > *Ligne directrice*

*Autant que possible, les concentrations de sédiments en suspension devraient être inférieures à 25 milligrammes par litre ou être conformes aux recommandations du Conseil canadien des ministres de l'environnement (1999).*

### > *Justification*

Les sédiments s en suspension, en comblant les vides des substrats grossiers, peuvent altérer la qualité de l'habitat aquatique et limiter la quantité d'habitats utilisables par les invertébrés aquatiques. Lorsqu'ils augmentent et se déposent, les substrats à texture grossière peuvent se couvrir de sédiments plus fins, les œufs de poisson peuvent être étouffés, et dans les pires conditions, les poissons qui repèrent visuellement leur nourriture peuvent avoir de la difficulté à s'alimenter, leurs branchies peuvent devenir obstruées et des maladies peuvent apparaître. Les sédiments en suspension peuvent aussi affecter les communautés végétales, en réduisant la quantité de lumière qui pénètre dans la colonne d'eau. Ils peuvent aussi réduire l'étendue de la végétation submergée et étouffer les plantes. L'abrasion accrue du lit des cours d'eau peut résulter d'une surabondance de sédiments en suspension. Pour un survol du problème que pose la présence de sédiments dans l'eau pour les poissons, consulter le document publié par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (1992); de plus amples renseignements sont accessibles dans les Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement (CCME, 1999).

Alabaster et Lloyd (1983) ont présenté une étude de la qualité de la pêche à laquelle on peut s'attendre selon différentes concentrations de sédiments en suspension :

- Normalement inférieures à 25 milligrammes/litre – pas d'effets néfastes.
- Normalement situées entre 25 et 80 milligrammes/litre – bonne pêche.
- Normalement situées entre 80 et 400 milligrammes/litre – pêche allant de modérée à médiocre.
- Normalement supérieures à 400 milligrammes/litre – pêche médiocre.

Lors de l'essai sur le terrain de la présente ligne directrice à la rivière Don, Toronto and Region Conservation Authority a constaté que les concentrations de sédiments en suspension variaient énormément en fonction du débit. Ainsi, les cours d'eau contiennent beaucoup moins de matières en suspension par temps sec qu'en période

de débit élevé. En réponse à ce phénomène, le bilan dressé pour le bassin hydrographique de la rivière Don (*Don Watershed Regeneration Council* et Toronto and Region Conservation Authority, 1997) suggérait un objectif à atteindre d'ici 2030 de moins de 80 milligrammes/litre de sédiments en suspension pendant plus de 75 % du temps. Dans ce bilan, on laissait également entendre que les activités de gestion ne pourraient réduire les concentrations de sédiments en suspension que pour des débits d'étiage ou des débits intermédiaires dans un bassin hydrographique urbanisé et que les concentrations de sédiments en suspension ne pourraient se situer constamment entre 25 et 80 milligrammes/litre.

La firme Gartner Lee Limited (1997b) a constaté un effet similaire dans le ruisseau Hogg du bras Severn, un bassin hydrographique agricole. Les concentrations maximales de sédiments en suspension se situent entre 234 et 459 milligrammes/litre durant des périodes de ruissellement de courte durée; toutefois la quantité moyenne de sédiments en suspension qui a été mesurée était de l'ordre de 10 milligrammes/litre, ce qui laisse présager le maintien d'une bonne pêche dans le ruisseau. La firme note que la concentration maximale indique qu'il y a des problèmes périodiques associés au ruissellement, ce qui signifie que le cours d'eau ne demeurait pas en tout temps en deçà des concentrations minimales prescrites. En ce qui a trait aux lignes directrices présentées dans le présent *Cadre d'orientation*, Gartner Lee Limited recommande qu'on réduise les fortes concentrations de sédiments en suspension associées aux périodes de ruissellement de courte durée par l'adoption de mesures telles que l'aménagement de zones tampons végétalisées pour filtrer les eaux de ruissellement des terres agricoles adjacentes.

Lors d'un examen de données pertinentes, Newcombe et MacDonald (1991) ont constaté que le biote aquatique était sensible à la concentration des sédiments en suspension et à la durée de l'exposition. Ils ont élaboré un indice de stress qui permet de classer l'incidence des sédiments en suspension sur le poisson et les formes de vie aquatique selon leur caractère létal (entraînant la mort), leur caractère sublétal (réduction du taux de croissance, dégradation modérée de l'habitat, endommagement des tissus) et leur effet comportemental (réduction des taux d'alimentation, réaction d'évitement, abandon du couvert). Ils ont examiné les effets propres aux espèces selon la durée de l'exposition, l'incidence physique et le classement des effets en fonction de l'indice de stress. À partir de l'examen d'un ensemble de valeurs provenant de différentes études, ils ont découvert que les données étaient trop variables pour qu'on puisse formuler des généralisations concernant les effets des sédiments en suspension. Toutefois, ils font valoir que les concentrations élevées, même pendant une courte période (p. ex. pendant la crue printanière dont il a été question plus haut dans les exemples portant sur la Communauté urbaine de Toronto et sur le bras Severn), peuvent avoir des effets dévastateurs sur le biote. Il importe donc de corriger les fortes concentrations de sédiments en suspension associées à des périodes de ruissellement de courte durée, et non seulement les concentrations calculées en faisant la moyenne de lectures enregistrées sur une année.

Lorsque l'on évalue les effets des sédiments en suspension, il faut prendre en considération les valeurs associées à la concentration, à la durée et au moment. Les forts volumes de sédiments en suspension dans les bassins hydrographiques agricoles et urbanisés peuvent avoir des effets à court terme importants, voire dévastateurs, sur le biote du cours d'eau. La moyenne annuelle des concentrations de sédiments en suspension ne permet pas de brosser un tableau juste de la situation. C'est pourquoi les nouvelles recommandations du CCME (1999) incorporent les divers paramètres que voici :

**Tableau 9. Concentrations totales en sédiments en suspension**

| *Condition propre au site qui repose sur les concentrations naturelles et non sur le débit d'étiage.* | |
|---|---|
| **Débit clair** | **Fort débit** |
| ■ Exposition à court terme (p. ex. plus de 24 heures)<br>– Pas d'augmentation des concentrations anthropiques de plus de 25 milligrammes/litre. | ■ Pas d'augmentation de plus de 25 milligrammes/litre lorsque les concentrations naturelles se situent entre 25 et 250 milligrammes/litre. |
| ■ Exposition à long terme (p. ex. plus de 30 jours)<br>– Pas d'augmentation des concentrations moyennes de sédiments en suspension de plus de 5 milligrammes/litre en sus des concentrations naturelles. | ■ Pas d'augmentation de plus de 10 % lorsque les concentrations naturelles dépassent 250 milligrammes/litre. |

## 2.2.4 Pourcentage de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique urbanisé

### > *Ligne directrice*

*Moins de 10 % de la superficie totale d'un bassin hydrographique urbanisé devrait être imperméable afin de préserver la qualité de l'eau des cours d'eau, la quantité d'eau ainsi que la densité et la biodiversité des espèces aquatiques. Une limite supérieure de 30 % représente un seuil pour les systèmes dégradés.*

### > *Justification*

Le remplacement de la végétation naturelle par des surfaces imperméables contribue à perturber le ruissellement dans les bassins hydrographiques urbains (Booth, 1991; Booth *et al.*, 1997; Booth, 2000; Knutson et Naef, 1997). La perte d'habitats de la faune terrestre et aquatique, de même que l'érosion du lit et l'inondation des terres en aval, sont les principaux facteurs qui contribuent à la dégradation des cours d'eau attribuable à l'imperméabilité des bassins hydrographiques (Booth,1997; Booth, 2000; Knutson et Naef, 1997). Les effets associés au remplacement de la végétation naturelle par des surfaces imperméables sont souvent permanents (Booth, 1991). C'est pourquoi il ne vaut pas la peine de tenter d'atténuer les effets observés après la formation de surfaces imperméables (Booth, 1997).

Le débat sur la détermination des pourcentages raisonnables de surfaces imperméables dans un bassin hydrographique a commencé en 1979. Dans un document clé, Klein (1979) a rapporté que la qualité de l'eau commence à se dégrader lorsque le pourcentage des surfaces imperméables varie entre 10 et 12 % et que cette dégradation s'aggrave considérablement lorsque ce pourcentage atteint 30 %. Dans un examen de la littérature récente concernant les effets de l'urbanisation sur les systèmes aquatiques, le Stormwater Manager's Resource Center a proposé deux valeurs seuils à l'intérieur d'un bassin hydrographique : à 10 % d'imperméabilité, certains paramètres de la qualité des cours d'eau sont affectés, tandis qu'entre 25 et 30 %, la qualité des cours d'eau passe irrémédiablement à un état dégradé (www.stormwatercenter.net).

Booth (1991) a constaté que lorsqu'un bassin hydrographique renferme 10 % de surfaces imperméables, l'habitat du poisson se dégrade rapidement et le lit des zones riveraines devient instable. En outre, le développement urbain augmente les débits de pointe et peut donner lieu à de nouvelles périodes de ruissellement maximal. Dans une étude subséquente, Booth et Jackson (1994) ont démontré que les rives et le lit des cours d'eau deviennent instables lorsque le degré d'imperméabilité des bassins hydrographiques est supérieur à 10 %. Snodgrass (1992) indique que la qualité de l'eau se dégrade quand le pourcentage de surfaces dures (p. ex. habitations, routes) représente de 15 à 25 % du bassin hydrographique. Les méthodes ultramodernes de gestion du ruissellement pluvial n'ont pu empêcher la dégradation de la qualité de l'eau qui avait été anticipée dans l'étude réalisée par Snodgrass (1992). Schueler (1994) traite d'un certain nombre d'études qui relient l'imperméabilité aux caractéristiques du ruissellement, à la forme des cours d'eau, à la qualité de l'eau, à la charge des polluants, au réchauffement des cours d'eau ainsi qu'à la biodiversité des cours d'eau. Dans son examen, il propose que l'utilisation des terres imperméables demeure en deçà de 10 %. En adoptant ce seuil en tant que ligne directrice, on pourra protéger les cours d'eau perturbés.

Divers indicateurs de la santé aquatique de la communauté des macro-invertébrés sont largement utilisés en tant qu'indicateurs de relation entre l'imperméabilité des bassins hydrographiques et la qualité des systèmes aquatiques. Les seuils présentés ci-après sont tirés de l'examen effectué par le Stormwater Manager's Resource Center (www.stormwatercenter.net). Lorsque le degré d'imperméabilité se situe entre 8 et 9 % dans un bassin hydrographique, on constate une grave détérioration de la santé des macro-invertébrés aquatiques dans les milieux humides (Hicks et Larson, 1997). Quand les surfaces imperméables totales représentent de 5 à 10 % du paysage, on constate un déclin rapide des bio-indicateurs dans les cours d'eau (May *et al.*, 1997). Dans une étude réalisée à Washington, D.C, une forte réduction de la diversité des insectes aquatiques a été observée à un degré d'imperméabilité de 10 % (MWCOG [Metropolitan Washington Council of

Governments], 1992). De plus, la densité et la diversité des plantes palustres, des amphibiens et des poissons sont également altérées lorsque l'imperméabilité des bassins hydrographiques dépasse 10 % (Limburg et Schmidt, 1990; Taylor, 1993; Weaver, 1991).

Le seuil le plus couramment utilisé pour les surfaces imperméables d'un bassin hydrographique est de 10 % (Booth, 2000). Bien que chaque bassin hydrographique ne réponde pas uniformément ou comme prévu aux seuils proposés d'imperméabilité de la surface, une ligne directrice prévoyant un seuil de 10 % ou moins fera beaucoup pour préserver la santé des systèmes aquatiques. De plus, un deuxième seuil de 30 % ou moins de surfaces imperméables est suggéré pour les bassins hydrographiques urbains qui ont jusqu'ici excédé le seuil proposé d'imperméabilité de 10 %. En outre, la promotion ou la mise en œuvre de pratiques exemplaires de gestion des eaux de ruissellement dans les bassins hydrographiques qui se rapprochent du seuil de 10 % ou le surpassent contribuera à la préservation des systèmes aquatiques.

Dans des bassins hydrographiques ruraux relativement peu développés, le débit de base des cours d'eau est dicté par les conditions pédologiques et géologiques qui influent sur l'écoulement souterrain. Dans des bassins hydrographiques urbanisés, cependant, une planification rigoureuse est nécessaire si l'on veut atténuer les effets des surfaces imperméables. On peut réduire les débits de pointe caractéristiques des environnements urbains en limitant la superficie des surfaces dures. Selon Booth *et al.* (1997), il est possible de réduire la superficie occupée par des surfaces construites (toitures, trottoirs, sols compactés) si l'on utilise de nouveaux produits pour aménager les surfaces imperméables nécessaires (p. ex. revêtements perméables qui favorisent l'infiltration de l'eau).

## 2.2.5 Populations de poissons

### > *Ligne directrice*

*Les objectifs touchant les populations de poissons peuvent être établis en fonction des caractéristiques intrinsèques de chaque bassin hydrographique (p. ex. zone de drainage, géologie des formations superficielles, débit), des populations passées et actuelles ainsi que des facteurs (et leur importance relative) qui influent actuellement sur l'écosystème.*

### > *Justification*

Toronto and Region Conservation Authority a élaboré un guide que l'on peut utiliser pour établir des cibles relatives aux populations de poissons et pour évaluer l'état des habitats aquatiques dans les bassins hydrographiques de la région torontoise. Le guide, ou *Cadre d'orientation*, sert à orienter le rétablissement des populations de poissons et d'autres espèces sauvages et la restauration de leurs habitats. Les municipalités et les autres utilisateurs du guide souhaiteront vraisemblablement demander conseil aux biologistes des pêches du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et/ou de l'Office de protection de la nature avant de l'utiliser.

Le présent *Cadre d'orientation* est issu du travail réalisé par l'Office de la protection de la nature de Toronto et de ses environs aux fins de l'élaboration des plans de gestion des ressources aquatiques des bassins hydrographiques des rivières Rouge, Don et Humber dans le secteur préoccupant de la Communauté urbaine de Toronto. L'approche est basée sur trois types d'information :

- connaissance des caractéristiques fondamentales des bassins ou sous-bassins hydrographiques (zone de drainage, géologie des formations superficielles, débit) et de la composition des populations de poissons;
- connaissance de ce que l'écosystème supporte actuellement (populations de poissons actuelles) et aperçu de l'état de l'écosystème;
- connaissance des facteurs ayant actuellement une incidence sur l'écosystème et de leur importance relative.

Le contexte historique des fonctions de l'écosystème est le premier élément de référence requis pour

l'établissement des cibles, le deuxième étant l'état actuel de l'écosystème ainsi qu'une certaine connaissance de l'ampleur des effets auxquels ils est soumis. La comparaison entre ces deux éléments de référence fournit un contexte réaliste pour l'élaboration des cibles à atteindre et la détermination des activités de revalorisation. Le contexte historique oriente les initiatives de revalorisation, tandis que l'état actuel indique jusqu'à quel point l'écosystème est dégradé et ce qu'il faut faire pour l'améliorer. La connaissance de l'ampleur des effets est aussi essentielle parce que l'élaboration des cibles doit inclure une évaluation de ce qui doit être raisonnablement obtenu au moyen de la technologie existante et des modèles d'utilisation des terres actuels.

D'après la littérature existante et les travaux relatifs aux bassins hydrographiques des rivières Rouge, Don et Humber, le cadre d'établissement des cibles relatives aux communautés de poissons peut aider les spécialistes de la restauration de l'habitat à définir les attentes et les objectifs propres aux cours d'eau de leur région. Le cadre est basé sur l'information existante sur les cours d'eau du sud de l'Ontario. Il se peut qu'on ne puisse pas directement l'appliquer à d'autres secteurs (voir l'annexe 4 pour une analyse exhaustive de son application dans les bassins hydrographiques de la région de Toronto).

## 2.2.6 Autres paramètres riverains

Le *Cadre d'orientation* est axé en grande partie sur l'habitat terrestre et sur la santé des cours d'eau. On y met l'accent sur la réduction des effets des activités terrestres sur les cours d'eau grâce à la protection et au rétablissement de la végétation. On possède également de très nombreuses données sur l'habitat des cours d'eau et sur les paramètres hydrauliques. Il faudrait prendre en considération des facteurs tels que le débit de base, le ratio fosses-seuils et la sinuosité du lit quand on évalue l'état des cours d'eau dans le cadre d'un programme de revalorisation mis en œuvre dans un bassin hydrographique.



Photo de SCF

# 2.3 Lignes directrices sur les habitats forestiers

Les lignes directrices sur les habitats forestiers (tableau 9) portent sur le couvert forestier total, la taille des îlots boisés, le pourcentage d'habitats forestiers intérieurs, la forme de la forêt et la proximité des autres îlots boisés, les couloirs et la qualité de la forêt.

**Tableau 10. Sommaire des lignes directrices sur les habitats forestiers**

| Paramètre | Ligne directrice |
|---|---|
| Pourcentage de couvert forestier | Le couvert forestier devrait représenter au moins 30 % du bassin hydrographique. |
| Taille du plus grand îlot boisé | Le bassin hydrographique ou toute autre unité de territoire devrait comporter au moins un îlot boisé de 200 ha d'une largeur minimale de 500 m. |
| Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 m et à 200 m de la lisière | Dans un bassin hydrographique, plus de 10 % du couvert forestier devrait être situé à 100 m ou plus de la lisière de la forêt; plus de 5 % du couvert forestier devrait être situé à 200 m ou plus de la lisière. |
| Forme de la forêt | Les îlots boisés devraient être de forme circulaire ou carrée pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui nichent à l'intérieur des forêts et qui ne tolèrent pas les habitats de lisière. |
| Proximité des îlots boisés | Les îlots boisés devraient se trouver à moins de deux kilomètres les uns des autres ou d'autres habitats pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui vivent à l'intérieur de la forêt. |
| Paysages fragmentés et rôle des couloirs | La largeur de couloirs variera selon les objectifs du projet et les caractéristiques des nœuds qui seront reliés entre eux. Les couloirs destinés à faciliter les déplacements des espèces devraient avoir une largeur minimale de 50 à 100 m. Les couloirs devant fournir un habitat de reproduction aux espèces spécialistes devraient être adaptés aux besoins de ces espèces. |
| Qualité de la forêt – composition des espèces et structure par âge | Le couvert forestier du bassin hydrographique devrait être représentatif de toute la gamme des types forestiers présents à cette latitude. |

## 2.3.1 Pourcentage de couvert forestier

### > *Ligne directrice*

*Le couvert forestier devrait représenter au moins 30 % du bassin hydrographique.*

### > *Justification*

Le pourcentage de couvert forestier dans le paysage détermine sa capacité à supporter des espèces sauvages. Cela est particulièrement vrai pour les mammifères qui ont besoin de vastes espaces boisés. Le loup gris, le lynx, le wapiti et le carcajou ont disparu du sud de l'Ontario peu de temps après le début du déboisement.

La littérature récente indique qu'il existe un lien complexe entre l'importance relative du couvert forestier total et la taille des îlots boisés et la réaction finale de chaque espèce sauvage (Lee *et al.*, 2002). En fin de compte, il appert que l'axiome « plus c'est grand, mieux c'est » est en voie d'être remplacé par « plus le pourcentage de couvert forestier est élevé dans la mosaïque paysagère, mieux c'est » (voir Austen *et al.*, 2001; Golet, 2001; Fahrig, 2002; Lindenmayer *et al.*, 2002; Trzcinski *et al.*, 1999; Friesen *et al.*, 1998; Friesen *et al.*, 1999; Rosenburg *et al.*, 1999). Ces études et analyses ont montré ou suggéré que la taille des îlots boisés et la forme de la forêt jouent un moins grand rôle dans le maintien de la biodiversité que le pourcentage de couvert forestier total, mais que les trois paramètres sont néanmoins interdépendants jusqu'à un certain point.

Dans des études empiriques qui ont porté sur les effets indépendants de la perte et de la fragmentation de l'habitat, on a constaté que la perte de l'habitat a un effet beaucoup plus marqué sur la distribution et l'abondance des oiseaux que sa fragmentation (Fahrig, 2002). Ces études sont appuyées par d'autres études qui montrent que la taille des îlots boisés et l'effet de lisière n'auraient pas d'incidence majeure sur le succès de la nidification ou la productivité des oiseaux chanteurs

néotropicaux (Friesen *et al.*, 1998). Golet (2001) a constaté que l'abondance relative des oiseaux n'était pas prévisible à partir de la taille des marécages et que le modèle de distribution était plutôt compatible avec le pourcentage de couvert forestier total. Enfin, Lee *et al.* (2002) ont constaté que l'importance relative des caractéristiques et de la taille des îlots boisés ainsi que du couvert forestier dans le paysage variait selon les espèces d'oiseaux.

Il convient également de souligner que les effets à l'échelle du paysage (c.-à-d. le couvert forestier total) peuvent différer selon que le paysage est constitué de vastes surfaces boisées ou qu'il est très fragmenté. Dans les vastes surfaces boisées (p. ex. la forêt boréale du Québec), il semble que les oiseaux soient surtout sensibles aux effets des habitats locaux (Lichstein *et al.*, 2002). En revanche, dans les paysages fragmentés, le couvert forestier peut revêtir une importance capitale (Trzcinski *et al.*, 1999). Il se peut également qu'une matrice paysagère à prédominance urbaine ait différentes répercussions sur les effets associés au paysage. Il faudra cependant pousser les recherches sur les effets relatifs du couvert forestier et de la taille des îlots boisés sur la productivité de la faune dans ces types de systèmes.

L'effet global d'une diminution du couvert forestier sur les oiseaux est que certaines espèces disparaissent et que nombre de celles qui restent deviennent rares ou ne réussissent plus à se reproduire, alors que les populations d'espèces des habitats non forestiers et de lisière augmentent d'une manière arbitraire. Les espèces qui ont besoin d'habitats particuliers sont les plus susceptibles d'être touchées. Même si l'on possède peu de données sur les autres espèces sauvages, on peut avancer que la réduction de l'habitat forestier a probablement un impact sur des espèces tributaires de la forêt comme la salamandre fouisseuse, la grenouille des bois et beaucoup de mammifères. On devrait disposer à l'avenir d'un plus grand nombre de données empiriques sur l'effet de la perte de forêt sur d'autres espèces que les oiseaux.

Dans un secteur près d'Ottawa, on a constaté que plusieurs espèces d'oiseaux forestiers nicheurs ont disparu quand le couvert forestier a diminué en deçà de 30 % (Freemark, 1988). Dans le comté d'Essex, qui ne compte qu'environ 3 % de couvert forestier, beaucoup d'espèces sauvages communes ou abondantes dans d'autres régions de l'Ontario sont rares (p. ex. la Mésange à tête noire et la Sittelle à poitrine blanche [Oldham, 1983]) et 80 % des espèces de l'intérieur des forêts ont disparu. À Ottawa-Carleton, on peut trouver le Pic chevelu dans les régions boisées de 10 hectares ou même moins; alors que dans la ville de Markham (5 % de couvert forestier) aucun Pic chevelu n'a été observé, bien que la superficie de certains boisés avoisinait les 100 hectares.

Le tableau 10 donne un aperçu du nombre d'oiseaux forestiers nicheurs dans cinq zones comportant divers pourcentages de couvert forestier. Le nombre total d'espèces présentes est comparé au nombre d'espèces qui devraient être présentes, d'après les aires de répartition géographique. Comme il est indiqué dans le tiers supérieur du tableau, 100 % des espèces qui devraient être présentes ont été recensées à Ottawa-Carleton, où le couvert forestier est d'environ 30 %. En revanche, Essex (qui comporte un couvert forestier de 3 %) a perdu presque 40 % de ses oiseaux forestiers. Les données de *l'Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario* (*Atlas*) (Cadman *et al.*, 1987) ont été utilisées pour déterminer le nombre d'espèces d'oiseaux forestiers présents dans les municipalités selon divers pourcentage de couvert forestier (vous trouverez dans l'une des sections suivantes des explications sur la façon utiliser l'*Atlas* pour les zones d'études locales). Un nouvel *Atlas* est en cours d'élaboration et des mises à jour sont accessibles sur Internet à l'adresse : www.birdsontario.org/atlas/atlasmain.html (en anglais seulement).

**Tableau 11. Nombre d'espèces d'oiseaux forestiers dans cinq régions du sud de l'Ontario en fonction du pourcentage de couvert forestier (corrigé selon les aires de reproduction possibles dans un habitat d'avant la colonisation)**

| | Ottawa-Carleton | Haldimand-Norfolk | Waterloo et Wellington | Middlesex | Essex |
|---|---|---|---|---|---|
| Pourcentage de couvert forestier | 29,4 | 16,2 | 14,8/18,2 | 13,5 | 3,0 |
| Nombre total d'espèces prévues dans l'aire de reproduction | 94,0 | 102,0 | 100,0 | 102,0 | 102,0 |
| Nombre d'espèces présentes | 94,0 | 98,0 | 88,0 | 83,0 | 63,0 |
| Pourcentage d'espèces prévues dans l'aire de reproduction qui sont présentes | 100,0 | 96,1 | 88,0 | 81,5 | 61,7 |
| Nombre d'espèces ILF et IF prévues dans l'aire de reproduction | 60,0 | 66,0 | 64,0 | 61,0 | 66,0 |
| Nombre d'espèces ILF et IF qui sont présentes | 60,0 | 62,0 | 54,0 | 50,0 | 36,0 |
| Pourcentage d'espèces ILF et IF prévues dans l'aire de reproduction qui sont présentes | 100,0 | 93,9 | 84,4 | 82,0 | 54,5 |
| Nombre d'espèces IF prévues dans l'aire de reproduction | 18,0 | 20,0 | 20,0 | 20,0 | 20,0 |
| Nombre d'espèces IF présentes | 18,0 | 19,0 | 15,0 | 16,0 | 4,0 |
| Pourcentage d'espèces IF prévues dans l'aire de reproduction qui sont présentes | 100,0 | 95,0 | 75,0 | 80,0 | 20,0 |

ILF Espèces de l'intérieur/de la lisière des forêts (modérément intolérantes aux habitats de lisière)
IF Espèces de l'intérieur des forêts (très intolérantes aux habitats de lisière)

Source : Cadman *et al.* (1987); Riley et Mohr (1994)

D'autres études recommandent un seuil de 20 à 30 % au-delà duquel la persistance des espèces d'oiseaux est pratiquement assurée ou au-delà duquel la configuration de l'habitat a eu peu ou pas d'effets sur la richesse ou l'abondance des espèces ((*Fahrig*, 1997; Andrén, 1994; tous deux cités dans Villard *et al.*, 1999). Les données recueillies par Tate (1998) suggèrent également que les espèces d'oiseaux qui préfèrent les habitats intérieurs continuent d'augmenter en nombre quand le pourcentage de couvert forestier passe de 20 % à au moins 35 %, selon l'échelle de l'analyse.

Photo de John Mitchell

## *Effets de la perte et de la fragmentation du couvert forestier*

Dans les lignes directrices sur les habitats forestiers, la perte et la fragmentation des habitats sont considérées comme deux des facteurs clés du déclin des espèces sauvages. La perte du couvert forestier se répercute directement sur les habitats, et elle contribue également à accroître le ruissellement (Bosch et Hewlett, 1982) et à altérer la qualité de l'eau. Les oiseaux forestiers sont souvent utilisés comme indicateurs de la qualité du paysage, car on peut plus facilement les recenser et on connaît mieux leurs besoins en matière d'habitat et leur répartition que d'autres espèces sauvages. On en sait beaucoup moins sur la sensibilité des invertébrés, des amphibiens, des reptiles, des plantes et des petits mammifères à la fragmentation des forêts.

Un autre facteur clé qui contribue à la compréhension de la perte des oiseaux dans un paysage fragmenté est le concept de métapopulation (population semi-isolée dans une région et issue d'une dispersion) (Merriam, 1988; Opdam, 1991). On assiste à la disparition locale de populations dans des forêts quand les efforts de reproduction échouent en raison de facteurs tels que la prédation, le parasitisme, les conditions météorologiques défavorables, les catastrophes naturelles (p. ex. le feu, les inondations) et l'insuffisance de nourriture. Normalement, les îlots boisés sont recolonisés par les individus de zones adjacentes (un phénomène communément appelé dynamique source-puits [Howe *et al.*, 1991]). Toutefois, lorsque l'ensemble d'une région naturelle est en déclin, il arrive qu'il n'y ait plus de colonisateurs lorsqu'une espèce disparaît en raison de la non-connectivité des milieux; des populations peuvent alors disparaître à tout jamais. Selon des s études récentes, ces mêmes facteurs pourraient réguler les populations d'amphibiens (Knutson *et al.*, 2000).

Le concept de métapopulation peut être utilisé pour expliquer le changement annuel de la distribution des oiseaux forestiers nicheurs (Villard *et al.*, 1992). Les forêts abritent toujours des espèces communes, mais elles accueillent aussi des espèces spécialistes de façon sporadique. Il est prouvé que le nombre de couples reproducteurs dans une région demeure presque constant, mais que les aires de reproduction varient. Ainsi, un terrain boisé peut accueillir à l'occasion une espèce donnée aussi peu souvent qu'une fois tous les quatre ou cinq ans, mais ce terrain boisé reste tout de même important pour le maintien des populations régionales. La disparition de boisés apparemment sans importance peut entraîner une diminution de la taille des populations d'espèces sauvages.

Le couvert forestier total ainsi que la forme, la taille et le degré de fragmentation de la forêt sont tous des facteurs susceptibles d'avoir une incidence sur la viabilité de l'habitat des espèces sauvages. Cependant, pour les espèces sauvages tributaires de la forêt, le pourcentage de couvert forestier total est sans doute le paramètre de l'habitat le plus important. Les effets négatifs de la perte de forêt ne pourront pas nécessairement être contrés en s'attachant à la configuration spatiale du couvert forestier restant (Trzcinski *et al.*, 1999). Voilà un point particulièrement important à prendre en considération puisque l'examen de 134 études de fragmentation a montré que les mécanismes et les effets écologiques de la fragmentation de l'habitat sont mal compris (McGarigal et Cushman, 2002).

## 2.3.2 Taille du plus grand îlot boisé

### > *Ligne directrice*

*Le bassin hydrographique ou toute autre unité de territoire devrait comporter au moins un îlot boisé de 200 ha d'une largeur minimale de 500 m.*

### > *Justification*

Dans la ligne directrice sur le pourcentage de couvert forestier, il est question de l'importance relative du couvert forestier total et de sa configuration. Malgré la contribution essentielle du couvert forestier total qui est de plus en plus mise en évidence dans la littérature, il n'en demeure pas moins que la taille des îlots boisés peut revêtir une grande importance pour beaucoup d'espèces sauvages. Certaines études indiquent que l'importance relative de la taille et des caractéristiques des îlots boisés ainsi que du couvert dans le paysage varie selon les espèces et que ces facteurs multiples devraient être pris en considération dans la planification des activités de conservation (Lee *et al.*, 2002; Mortberg, 2001; Villard *et al.*, 1999; Andrén, 1996). À titre d'exemple, certaines études récentes ont déterminé que les forêts étendues (500 hectares) ou continues étaient les seules susceptibles d'assurer la survie de la Paruline couronnée (Burke et Nol, 2000; Mancke et Gavin, 2000), tandis que d'autres études ont révélé que la productivité de la Grive des bois semblait être indépendante de la taille de la forêt (Friesen *et al.*, 1999).

Les plus grands îlots boisés tendent à renfermer une plus grande diversité de niches et sont donc plus susceptibles d'afficher une plus grande richesse et/ou diversité d'espèces sauvages. Il existe une corrélation entre les grands îlots et le couvert forestier total, ces deux paramètres allant généralement de pair dans un paysage (Villard *et al.*, 1999).

Robbins *et al.* (1989) ont déterminé les besoins des oiseaux forestiers en matière de superficie de l'habitat dans les États du centre du littoral de l'Atlantique. Presque toutes les espèces d'oiseaux répertoriées fréquentent au moins occasionnellement les forêts de 100 hectares ou moins; on a confirmé que les quelques espèces d'oiseaux non recensées dans des forêts aussi petites se reproduisaient dans des forêts du sud de l'Ontario de 100 hectares ou moins. Toutefois, une superficie de 100 hectares est considérée comme un taille minimale absolue pour les îlots boisés. Bon nombre des espèces les plus sensibles à la superficie de l'habitat et les plus intolérantes aux habitats de lisière sont rares dans des forêts aussi petites; la probabilité d'apercevoir certaines de ces espèces dans des forêts de 100 hectares n'est que de 20 à 30 % (Robbins *et al.*, 1989).

Selon les lignes directrices sur la gestion des oiseaux forestiers et des prairies du Illinois Department of Conservation, Herkert *et al.* (1993), un îlot boisé de 400 hectares est requis pour subvenir aux besoins de 75 à 80 % des espèces régionales d'oiseaux forestiers très sensibles à la superficie de l'habitat. On estime qu'un îlot boisé de 100 hectares pourrait supporter environ 60 % des espèces très sensibles à la superficie de l'habitat. Les oiseaux forestiers qui préfèrent vivre à l'intérieur des forêts dont il est question dans le présent document comprennent toutes les espèces très sensibles répertoriées par Herkert *et al.* (1993).

Durant l'été de 1997, Tate (1998) a évalué la ligne directrice sur la taille des îlots boisés dont il est question dans le présent guide en faisant des observations dans quatre grands îlots boisés d'une superficie allant de 140 à 201 hectares situés dans le secteur préoccupant du bras Severn. Dans l'ensemble des quatre îlots boisés, Tate a observé plus de 70 % de la population régionale d'oiseaux forestiers; dans les îlots boisés d'une superficie allant de 100 à 200 hectares, il a recensé entre 79 et 87 % des espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts. Ses travaux l'ont amené à constater qu'une bande de 100 hectares était trop petite pour abriter la population régionale d'oiseaux forestiers. Selon lui, un îlot boisé de 200 hectares pourrait fournir un habitat convenable aux espèces qui préfèrent vivre à l'intérieur des forêts et accueillir plus de 80 % d'espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts. Il estime cependant que plusieurs grands îlots boisés pourraient supporter de 90 à 100 % des espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts (voir l'annexe 5 pour plus de détails).

Le tableau 7 résume certaines relations entre la faune et la taille de l'habitat forestier, palustre et prairial. Le tableau qui suit résume les données de Tate (1998) et d'autres chercheurs.

**Tableau 12. Réponse anticipée des oiseaux forestiers à la taille du plus vaste îlot boisé**

| Taille du plus grand un îlot boisé | Réponse des oiseaux forestiers nicheurs |
|---|---|
| 200 ha | Supporte 80 % des espèces de l'intérieur des forêts, y compris les espèces les plus sensibles à la superficie de l'habitat. |
| 100 ha | Supporte 60 % environ des espèces de l'intérieur des forêts, y compris les espèces les plus sensibles à la superficie de l'habitat. |
| 50 à 75 ha | Supporte certaines espèces de l'intérieur des forêts (mais pas toutes); supporte de nombreuses espèces de la lisière des forêts. |
| 20 à 50 ha | Peut supporter certaines espèces sensibles à la superficie de l'habitat mais peu espèces de l'intérieur des forêts. |
| < 20 ha | Prédominance des espèces de la lisière des forêts. |

## 2.3.3 Pourcentage du couvert forestier du bassin hydrographique situé à 100 mètres et à 200 mètres de la lisière de la forêt

### > *Ligne directrice*

*Dans un bassin hydrographique, plus de 10 % du couvert forestier devrait être situé à 100 m ou plus de la lisière de la forêt; plus de 5 % du couvert forestier devrait être situé à 200 m ou plus de la lisière.*

### > *Justification*

Dans une étude du sud de l'Ontario, Sandilands et Hounsell (1994) ont conclu que certaines espèces d'oiseaux évitent la lisière de petites forêts en période de reproduction. Dans de plus grandes forêts, une guilde (ou groupe) d'espèces niche généralement à 100 mètres ou plus de la lisière de la forêt, alors qu'un second groupe niche à 200 mètres ou plus de la lisière. Des travaux plus récents ont, au moins en partie, confirmé ces résultats. Par exemple, Austen *et al.* (2001) ont constaté qu'une augmentation du nombre d'espèces d'oiseaux de l'intérieur des forêts et une diminution du nombre d'espèces d'oiseaux de la lisière lorsque la taille des îlots boisés et de l'habitat forestier intérieur augmentait; Burke et Nol (2000) ont conclu que la Paruline couronnée a besoin de 90 hectares d'habitat forestier intérieur pour se reproduire. D'autres études ont révélé : que les intrusions des prédateurs peuvent produire des effets associés à la taille des îlots boisés (Cantrell, 2001); que les prédateurs aviaires peuvent être plus abondants à la lisière de la forêt (Chalfoun *et al.*, 2002); que la profondeur ou la distance par rapport à la lisière affecte les oiseaux forestiers nicheurs (Mancke et Gavin, 2000).

Comme la superficie de la forêt ne peut expliquer à elle seule les effets de lisière dans un îlot boisé (car la forme de la forêt a aussi un rôle à jouer), des lignes directrices sur la distance par rapport à la lisière ou sur la « profondeur » sont nécessaires. Ce concept d'habitats intérieurs tient donc compte des effets associés à la taille et à la forme des îlots.

Selon Tate (1998), l'accroissement du nombre d'habitats forestiers intérieurs afin d'améliorer l'état des espèces de l'intérieur des forêts est plus critique pour l'aménagement de grandes unités de territoire (c.-à-d. 1 600 kilomètres carrés) que pour l'aménagement de plus petits sous-bassins hydrographiques (c.-à-d. 100 kilomètres carrés). Voir l'annexe 5 pour plus de détails.

Le tableau 7 résume de quelle manière les oiseaux forestiers sont affectées par la taille du couvert forestier. Dans ce tableau, les espèces désignées comme des espèces de l'intérieur/de la lisière des forêts sont celles qui ont tendance à nicher à l'intérieur des forêts et, dans une grande proportion, elles nichent à 100 mètres ou plus de la lisière. Les espèces de l'intérieur des forêts sont plus sensibles aux habitats de lisière et nichent habituellement à 200 mètres ou plus de la lisière. Il contient de préciser qu'une diminution du couvert forestier d'environ 15 % (combinée à une fragmentation en plus petits îlots boisés) entraîne la disparition de 20 à 25 % des espèces de l'intérieur des forêts. Le comté de Haldimand-Norfolk fait exception et continue à abriter un pourcentage élevé d'oiseaux

forestiers nicheurs. Ce phénomène peut s'expliquer comme suit : ce comté renferme plusieurs grandes forêts (1 000 hectares) assez rapprochées et son couvert forestier est supérieur à 30 % dans plusieurs secteurs.

L'habitat de la forêt profonde contribue également à la richesse du paysage. C'est un concept qui prend en compte la distribution spatiale, la qualité et la diversité des habitats. Tous les habitats naturels qui ont existé dans le passé, et qui sont bien harmonisés aux types d'habitats adjacents, sont représentés dans un paysage riche. Outre la vaste gamme d'habitats présents dans un paysage ou dans une zone à l'étude, nous devrions être en mesure d'y observer l'éventail des stades de succession de chaque habitat. Chaque habitat et chaque classe d'âge d'habitat peuvent supporter différentes espèces végétales et animales. Les paysages riches rehaussent la biodiversité et diminuent les effets des catastrophes naturelles telles que les maladies ou les infestations d'insectes.



Photo de SCF

### *Utilisation des lignes directrices sur le pourcentage de couvert forestier total et sur le pourcentage de couvert forestier intérieur : effets d'échelle*

Dans le but de mettre à l'essai sur le terrain l'efficacité des lignes directrices sur les habitats forestiers (p. ex. 30 % de couvert forestier, plus de 5 % du couvert forestier à 200 mètres de la lisière de la forêt), le Service canadien de la faune (Tate, 1998) a utilisé le Système d'information géographique (SIG) pour superposer les données sur les espèces d'oiseaux forestiers tirées de l'*Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario* aux données sur le couvert forestier du sud de l'Ontario tirées de la base de données d'images satellites d'Ontario Hydro. On a analysé les données sur la présence d'espèces d'oiseaux forestiers en fonction du pourcentage de couvert forestier total et du pourcentage de couvert forestier intérieur selon quatre échelles différentes : 10 000 hectares (100 km² ou un seul carré de l'*Atlas*); 40 000 hectares (400 km² ou quatre carrés de l'*Atlas*); 90 000 hectares (900 km² ou neuf carrés de l'*Atlas*); 160 000 hectares (1 600 km², ou 16 carrés de l'*Atlas*).

L'applicabilité de chaque ligne directrice et la réponse des oiseaux forestiers variaient considérablement selon l'échelle de l'analyse statistique. Ce travail fait donc valoir l'importance que revêt l'établissement de différentes cibles de revalorisation selon l'étendue du couvert forestier à différentes échelles (des sous-bassins hydrographiques aux paysages régionaux). Voir l'annexe 5 pour des tableaux illustrant la variation du nombre des oiseaux de l'intérieur des forêts selon l'étendue du couvert forestier à différentes échelles.

## 2.3.4 Autres paramètres forestiers

Les paramètres décrits ci-dessus (pourcentage de couvert forestier, taille des îlots boisés et pourcentage du couvert forestier intérieur) sont faciles à mesurer à l'aide des données de télédétection et du Système d'information géographique (SIG). Voici d'autres paramètres importants plus difficiles à mesurer.

### *Forme de la forêt*

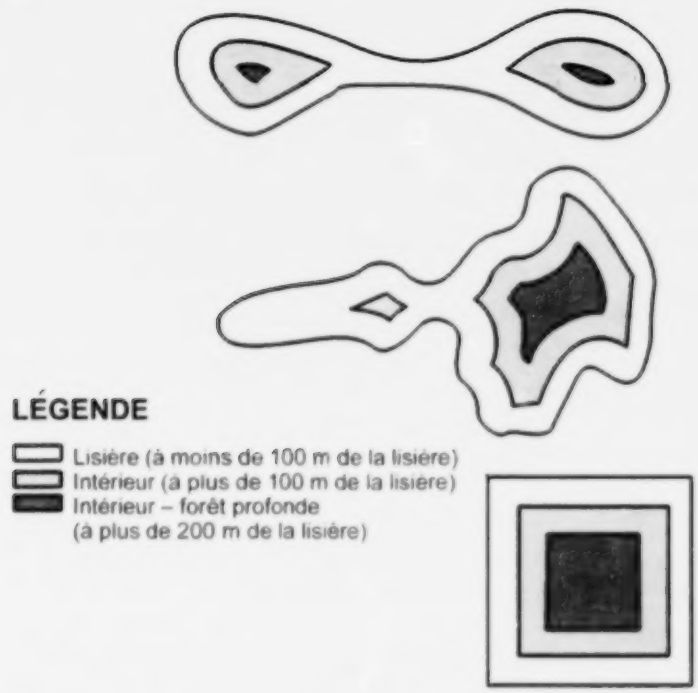
#### > *Ligne directrice*

*Les îlots boisés devraient être de forme circulaire ou carrée pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui nichent à l'intérieur des forêts et qui ne tolèrent pas les habitats de lisière.*

#### > *Justification*

La figure 1 montre l'incidence de la forme de l'habitat sur la superficie de l'habitat intérieur. Les habitats de forme carrée ou circulaire offrent un maximum d'habitats intérieurs, contrairement aux habitats de forme linéaire ou irrégulière de taille semblable qui offrent peu ou pas d'habitats intérieurs.

**Figure 1. La forme de la forêt détermine la superficie de l'habitat intérieur (Ecological Services for Planning Limited, 1995)**




La littérature scientifique présente des études contradictoires concernant la réponse des oiseaux aux habitats de lisière. Certaines études révèlent que les habitats linéaires afficheraient des densités plus élevées ou que l'évitement des lisières serait lié à la densité globale des espèces dans un îlot (Bollinger et Switzer, 2002). La littérature semble cependant relativement constante quant à l'augmentation des effets négatifs du parasitisme des nids pratiqué par le vacher et à la prédation aviaire dont font l'objet les oiseaux nicheurs de la lisière (Chalfoun *et al.*, 2002). Bien que les mêmes auteurs aient formulé des réserves au sujet de la généralisation des observations faites sur les prédateurs des nids et les lisières, ils n'ont constaté aucune différence entre la lisière et l'intérieur des forêts en ce qui concerne les mammifères prédateurs de taille petite ou moyenne.

Les régions affichant un rapport lisière/intérieur des forêts élevé tendent à favoriser davantage les espèces généralistes ou spécialistes de la lisière des forêts que les espèces habituellement considérées comme des espèces spécialistes de l'intérieur des forêts ou, à tout le moins, des espèces qui ne peuvent subsister dans les habitats de lisière. Divers effets de lisière (p. ex. prédation, perturbations, changements dans la nourriture disponible) peuvent revêtir beaucoup d'importance dans certaines circonstances pour certaines espèces. Selon toute probabilité, ces effets se font également sentir chez d'autres groupes comme les plantes (Bowles, 1999) et les bryophytes (Hylander *et al.*, 2002).

Une partie de la confusion entourant le rôle de la forme d'un îlot peut découler du fait qu'on utilise des données sur la présence/absence (qui sont relativement faciles à réunir) plutôt que des études détaillées pour déterminer la productivité de diverses espèces sauvages dans des îlots linéaires comparativement à des îlots circulaires. Néanmoins, il est clair que, du point de vue des possibilités de restauration, le « remplissage » d'îlots boisés de forme irrégulière offre des avantages considérables sur le plan de l'augmentation de l'étendue des habitats intérieurs (et de la diminution de l'influence de la lisière) pour un investissement relativement faible.

## *Proximité des autres îlots boisés*

### > *Ligne directrice*

*Les îlots boisés devraient se trouver à moins de deux kilomètres de distance les uns des autres ou d'autres habitats pour être d'une utilité maximale aux oiseaux qui vivent à l'intérieur de la forêt.*

### > *Justification*

Les habitats situés à proximité d'autres zones naturelles peuvent accueillir, à superficie égale, plus d'espèces que des habitats isolés. On a constaté que la colonisation d'îlots boisés par le Tangara écarlate (une espèce de l'intérieur des forêts) diminuait quand la distance entre les îlots augmentait (Hames *et al.*, 2001). Dans une étude sur la colonisation d'îlots boisés par le papillon à ailes ocellées commun, on avance que la distance entre les îlots est un facteur essentiel (pour un habitat non forestier) (Haddad, 2000). L'amélioration récente de la technologie de radiopistage devrait produire des recherches fort intéressantes et pertinentes sur ce sujet à l'avenir. Dans une étude, on a constaté que des Parulines à capuchon mâles parcouraient jusqu'à 0,5 kilomètre, principalement pour s'accoupler avec d'autres femelles que leurs partenaires habituels (Norris et Stutchbury, 2001).

Un couvert forestier abondant dans un rayon deux kilomètres d'un îlot boisé particulier s'est avéré être un indice important de la présence d'espèces d'oiseaux de l'intérieur des forêts dans le comté de Norfolk (Austen et Bradstreet, 1996).

Certaines espèces qui ont besoin d'un grand domaine vital peuvent utiliser plusieurs îlots au lieu d'une seul grand espace boisé. Des îlots boisés rapprochés facilitent également les déplacements de la faune. Lorsqu'on met en œuvre des initiatives de revitalisation de l'habitat, il est préférable d'améliorer la forme de l'habitat existant et de se concentrer sur des secteurs situés à proximité d'autres aires naturelles.

## *Paysages fragmentés et rôle des couloirs*

### > *Ligne directrice*

*La largeur de couloirs variera selon les objectifs du projet et les caractéristiques des nœuds qui seront reliés. Les couloirs destinés à faciliter les déplacements des espèces devraient avoir une largeur minimale variant entre 50 m et 100 m. Les couloirs devant fournir un habitat de reproduction aux espèces spécialistes devraient être adaptés aux besoins de ces espèces.*

### > *Justification*

Riley et Mohr (1994) ont présenté des arguments à l'appui et à l'encontre du rôle que jouent les couloirs dans le déplacement des espèces. Ils ont cité dans leur étude Noss et Harris (1986) qui avaient proposé une stratégie de conservation axée sur la configuration de nœuds de haute qualité par rapport aux couloirs actuels et futurs.

L'utilité des couloirs est toujours débattue dans la littérature scientifique (Hannon et Schmiegelow, 2002; Whitfield, 2001). Il est clair que le développement d'une stratégie sur les couloirs doit prendre en considération les facteurs suivants : les caractéristiques et les attributs du paysage (couvert naturel et composition de la matrice environnante : c.-à-d. que faut-il connecter?); l'appariement des habitats aux espèces visées; les possibilités et les contraintes relatives aux couloirs; l'adoption d'un point de vue équilibré quant aux effets écologiques possibles, qu'ils soient positifs ou négatifs.

Il est difficile de déterminer les largeurs optimales des couloirs pour le déplacement de la faune. Ce sujet est d'autant plus compliqué qu'il existe des différences entre les valeurs intrinsèques des couloirs (p. ex. habitat de reproduction des oiseaux nicheurs sensibles à la superficie) et les fonctions plus restreintes (p. ex. pollinisation et dissémination des graines) que remplissent les couloirs qu'empruntent les animaux pour se déplacer d'un nœud à l'autre. Certaines espèces

sauvages n'ont besoin que d'un couloir d'un mètre de largeur pour leur déplacement, tandis que d'autres ont besoin de couloirs plus larges car elles s'en servent comme habitats de reproduction (p. ex. certaines espèces de salamandres, de petits mammifères ou d'insectes). La stabilité à long terme du couloir dans la matrice paysagère existante ou future peut également jouer un rôle dans la détermination d'une largeur appropriée.

Pour compliquer les choses, certaines espèces, dont le renard roux et le coyote, se déplacent souvent dans l'habitat ouvert. D'autres espèces, telles que les cerfs de Virginie, n'ont pas de préférences particulières pour les couloirs : elles tendent à se déplacer directement d'un endroit à l'autre (c.-à-d. dans l'habitat ouvert) et n'empruntent un couloir que si la direction convient. Certaines espèces utilisent uniquement les couloirs pour aller d'un îlot naturel à un autre ou préfèrent les utiliser pour se déplacer entre les éléments du paysage.

Spackman *et al.* (1995) ont proposé des couloirs de 50 mètres de largeur pour le déplacement d'espèces généralistes communes et des couloirs de 75 mètres à 175 mètres pour des espèces d'oiseaux nicheurs. Ils ont également constaté que des largeurs de 10 à 30 mètres pouvaient offrir un habitat à 90 % des espèces végétales qui poussent en bordure des cours d'eau. De nombreuses études ont démontré que plus un couloir est large, plus il est efficace (Dawson, 1994).

À l'instar des terres adjacentes aux milieux humides, la largeur des couloirs doit être déterminée d'après la fonction du couloir. Si ce dernier doit servir uniquement à des fins de déplacement, une largeur minimale de 50 à 100 mètres est suffisante. Pour fournir l'habitat nécessaire à la reproduction des espèces visées, il faudrait connaître la taille de l'îlot boisé dont elles ont besoin et examiner les effets de lisière possibles. Dans les paysages ruraux, on suggère des couloirs d'une largeur de 500 mètres pour les espèces spécialistes, mais cette approche peut être à l'origine de chevauchements avec d'autres fonctions (p. ex. taille des îlots boisés et forme de la forêt). Intuitivement, on pourrait supposer que des couloirs plus larges seraient nécessaires si l'on veut qu'ils remplissent les mêmes fonctions en dépit des effets urbains, en supposant que les caractéristiques cibles persistent dans une matrice urbaine.

Il faut aussi que l'habitat des couloirs soit adapté aux besoins des espèces qui devraient s'y déplacer. La composition de la végétation présente dans un couloir devrait être semblable à celle des nœuds qu'il relie (ou refléter les conditions pédologiques/historiques). De plus, le couloir devrait être continu et conserver une largeur minimale sur toute sa longueur, quoiqu'une fragmentation de l'habitat conserve une certaine valeur de connectivité quand aucune autre approche n'est possible (voir aussi les lignes directrices sur les habitats riverains).

## *Qualité de la forêt : composition des espèces et structure par âge*

### *> Ligne directrice*

*Le couvert forestier d'un bassin hydrographique devrait être représentatif de toute la gamme des types forestiers présents à cette latitude.*

### *> Justification*

En utilisant la télédétection et le Système d'information géographique (SIG), on peut facilement obtenir des mesures quantitatives dont le pourcentage de couvert forestier. Toutefois, les informations qualitatives, telles que la composition des espèces et la structure par âge d'une forêt, sont plus difficiles à obtenir, car elles nécessitent beaucoup de vérifications sur le terrain. Même quand le couvert forestier d'un bassin hydrographique est abondant, il peut se composer de communautés végétales en début ou en milieu de succession – des plantations de conifères en particulier – ou d'une variété d'espèces non indigènes. Maintenant de plus en plus accessible (p. ex. par le biais des offices de protection de la nature), la classification écologique des terres est une source utile de renseignements dans plusieurs endroits.

Austen et Bradstreet (1996) ont déterminé que les différences de composition des espaces boisés – telles que définies par la proportion de feuillus et de conifère et par le rapport marécage/forêt sèche, étaient des facteurs importants pour certaines espèces d'oiseaux. Par exemple, la Grive fauve et la Paruline flamboyante sont observées dans des zones dominées par des feuillus, tandis que la Paruline à gorge orangée, la Paruline des pins et la Paruline couronnée sont plus souvent observées dans des zones dominées par des conifères.

À la suite des travaux qu'il a réalisés dans le secteur préoccupant du bras Severn, Tate (1998) a recommandé que, dans les endroits où poussent naturellement des feuillus et des conifères, il y ait au moins un îlot boisé de 200 hectares pour chaque type forestier, afin d'accueillir la totalité ou la plupart des espèces d'oiseaux qui ne peuvent subsister dans les habitats de lisière.

Les conditions pédologiques ou topographiques devraient jouer un rôle important dans le choix des types d'habitats à restaurer dans une zone particulière. Afin de guider la restauration des habitats forestiers et humides du secteur préoccupant de la rivière Niagara, Environnement Canada (Snell *et al.*, 1998) a utilisé les catégories de drainage pour déterminer la proportion des habitats forestiers secs et humides présents à l'origine. À cause des pertes importantes subies par les habitats forestiers secs, ils ont recommandé que les efforts de restauration se concentrent sur les communautés végétales des milieux plus secs. Pour décider des types forestiers à privilégier aux fins de la restauration, il faut avoir un aperçu des éléments qui composaient le paysage avant la colonisation et mener une analyse des effets cumulatifs avant que toute décision soit prise dans le cadre d'initiatives de restauration des milieux humides (Bedford, 1999).

Photo de SCF

# Ouvrages cités


**Alabaster, J.S. and R. Lloyd. 1982.**
Water Quality Criteria for Freshwater Fish. Second edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Butterworths, London. 361 pp.

**Allmendinger, N.E. and J.E. Pizzuto.1999.**
Changes in the geometry and the sediment budget of a 3rd-order stream caused by urbanization. Geological Society of America, 1999 Annual Meeting. Abstracts with Programs - Geological Society of America, Vol. 31, No. 7, pp. 421-422.

**Andrén, H. 1994.**
Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. Oikos, Vol. 71, pp. 355-366.

**Andrén, H. 1996.**
Population responses to habitat fragmentation: statistical power and the random sample hypothesis. Oikos, Vol. 76, pp. 235-242.

**Austen, M.J.W. and M.S.W. Bradstreet. 1996.**
The effects of fragmentation on forest birds and plants in southern Ontario: Recommendations for woodland conservation and restoration. Long Point Bird Observatory. Port Rowan, Ontario. 43 pp.

**Austen, M.J.W., C.M. Francis, D.M. Burke and M.S. Bradstreet. 2001.**
Landscape context and fragmentation effects on forest birds in southern Ontario. Condor, Vol. 103, No. 4, pp. 704-714

**Babb, J.S., C.A. Cole, R.P. Brooks and A.W. Rose. 1997.**
Hydrogeomorphology, watershed geology, and water quality of wetlands in central Pennsylvania. Journal of the Pennsylvania Academy of Science, Vol. 71, No. 1, pp. 21-28.

**Basnyat, P., L.D. Teeter, K.M. Flynn and B.G. Lockaby. 1999.**
Relationships between landscape characteristics and non-point source pollution inputs to coastal estuaries. Environmental Management, Vol. 23, No. 4, pp. 539-549.

**Bedford, B.L. 1999.**
Cumulative effects on wetland landscapes: Links to wetland restoration in the United States and Southern Canada. Wetlands, Vol. 19, No. 4, pp. 775-788.

**Blann, K., J.F. Nerbonne and B. Vondracek. 2002.**
Relationship of riparian buffer type to water temperature in driftless area ecoregion of Minnesota. North American Journal of Fisheries Management, Vol. 22, pp. 441-451.

**Bollinger, E.K. and P.V. Switzer. 2002.**
Modeling the impact of edge avoidance on avian nest densities in habitat fragments. Ecological Applications, Vol. 12, No. 6, pp. 1567-1575.

**Booth, D.B. 1991.**
Urbanization and the natural drainage system - impacts, solutions, and prognoses. Northwest Environmental Journal, Vol. 7, No. 1, pp. 93-118.

**Booth, D.B. 2000.**
Forest cover, impervious surface-area, and the mitigation of urbanization impacts in King County, Washington. King County Water and Land Resources Division. 201 South Jackson Street, Suite 600 Seattle WA 98104-3855.

**Booth, D.B., D. Hartley and R. Jackson. 1994.**
Forest cover, impervious surface-area, and the mitigation of stormwater impacts. Journal of the American Water Resources Association, Vol. 38, No. 3, pp. 835-845.

**Booth, D.B., J. Leavitt and K. Peterson. 1997.**
The University of Washington Permeable Pavement Demonstration Project. Background and first-year field results. Center for Urban Water Resources Management. Department of Civil Engineering, University of Washington, Box 352700 Seattle, WA 98195.

**Bosch, J. and M. Hewlett. 1982.**
A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. Journal of Hydrology, Vol. 55, pp. 3-23.

**Boutin, C. and B. Jobin. 1998.**
Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. Ecological Applications, Vol. 8, No. 2, pp. 544-557.

**Bowles, J. 1999.**
Forest fragments and plants. Southern Ontario Woodlands: The Conservation Challenge. Conference Casebook. Federation of Ontario Naturalists. 164 pp.

**Brown, M.T., J. Schaefer and K. Brandt. 1990.**
Buffer zones for water, wetlands and wildlife in east central Florida. Prepared for the East Central Florida Regional Planning Council.

**Burke, D.M. and E. Nol. 2000.**
Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. Ecological Applications, Vol. 10, No. 6, pp. 1749-1761.

**Burke, V.J. and J.W. Gibbons. 1995.**
Terrestrial buffer zones and wetland conservation: A case study of freshwater turtles in a Carolina bay. Conservation Biology, Vol. 9, No. 6, pp. 1365-1369.

**Cadman, M.D., P.F.J. Eagles and F.M. Helleiner. 1987.**
Atlas of the Breeding Birds of Ontario. University of Waterloo Press. Waterloo. 617 pp.

**Canada. 2002.**
*Loi sur les espèces en péril, Lois du* Canada 2002, chapitre 29. Imprimeur de la Reine pour le Canada. Ottawa.

**Cantrell, R.S., C. Cosner and W.F. Fagan. 2001.**
How predator incursions affect critical patch size: The role of the functional response. American Naturalist, Vol. 158, No. 4, pp. 368-375.

**Carolinian Canada Coalition. 2002.**
The Big Picture. Carolinian Canada Coalition. London.

**Castelle, A.J., A.W. Johnson and C. Conolly. 1994.**
Wetland and stream buffer size requirements - A Review. Journal of Environmental Quality, Vol. 23, pp. 878-882.

**Chalfoun, A.D., F.R. Thompson and M.J. Ratnaswamy. 2002.**
Nest predators and fragmentation: A review and meta-analysis. Conservation Biology, Vol. 16, No. 2, pp. 306-318.

**Chalfoun, A.D., M.J. Ratnaswamy and F.R. Thompson III. 2002.**
Songbird nest predators in forest-pasture edge and forest interior in a fragmented landscape. Ecological Applications, Vol. 12, No. 3, pp. 858-867.

**Chesapeake Bay Program. 2001.**
Guidelines to Ensure the Aquatic Health of Stream Corridors. Chesapeake Bay Program. 8 pp.

**Christens, E. and J.R. Bider. 1987.**
Nesting activity and hatching success of the painted turtle (*Chrusemys picta marginata*) in southwestern Quebec. Herpetologica, Vol. 31, No. 1, pp. 55-65.

**Conseil canadien des ministres de l'environnement. 1999.**
Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Volume 1. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg. Publ. no 1299.

**Crosbie, B. and P.Chow-Fraser. 1999.**
Percentage land-use in the watershed determines the water and sediment quality of 22 marshes in the Great Lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 56, pp. 1781-1791.

**Dawson, D. 1994.**
Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence. English Nature Research Report, 94. 85 pp.

**DeLaney, T. 1995.**
Benefits to downstream flood attenuation and water quality as a result of constructed wetlands in agricultural landscapes. Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 50, pp. 620-626.

**Detenbeck, N.E., S.M. Galatowitsch, J. Atkinson and H. Ball. 1999.**
Evaluating perturbations and developing restoration strategies for inland wetlands in the Great Lakes Basin. Wetlands, Vol. 19, No. 4, pp. 789-820.

**Don Watershed Regeneration Council and the Toronto and Region Conservation Authority. 1997.**
Turning the Corner: The Don Watershed Report Card. Metro Toronto and Region Conservation Authority. 35 pp.

**Environment Canada, Ontario Ministry of Natural Resources and Ontario Ministry of The Environment and Energy. 1996.**
Identifying Habitat Rehabilitation Targets and Priorities in Great Lakes Areas of Concern: Upland Systems. Canada-Ontario Remedial Action Plan Steering Committee. 76 pp.

**Environment Canada, Ontario Ministry of Natural Resources and The Ontario Ministry of Environment and Energy. 1998.**
Structure d'orientation de la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs. Canada-Ontario Remedial Action Plan Steering Committee. 75 pp.

**Erwin, R.M. 1989.**
Responses to human intruders by birds nesting in colonies: Experimental results and management guidelines. Colonial Waterbirds, Vol. 12, pp. 104-108.

**Fahrig, L. 1997.**
Relative effects of habitat loss and fragmentation on population extinction. Journal of Wildlife Management, Vol. 61, pp. 603-610.

**Fahrig, L. 2002.**
Effect of habitat fragmentation on the extinction threshold: A synthesis. Ecological Applications, Vol. 12, No. 2, pp. 346-353.

**Freemark, K. 1988.**
Landscape ecology of forest birds in the Northeast. pp.7-12. In: DeGraaf, R.M., and W.M. Healy, (eds.). United States Department of Agriculture, Northeast Forest Experimental Station. General Technical Report NE-140. 32pp.

**Friesen, L., M.D. Cadman and R.J. MacKay. 1998.**
Nesting success of neotropical migrant songbirds in a highly fragmented landscape. Conservation Biology, Vol. 13, No. 2, pp. 338-346.

**Friesen, L.E., V.E. Wyatt and M.D. Cadman. 1999.**
Pairing success of Wood Thrushes in a fragmented agricultural landscape.Wilson Bulletin, Vol. 111, No. 2, pp. 279-281.

**Gabor, T.S., A.K. North, L.C.M. Ross, H.R. Murkin, J.S. Anderson, and M.A. Turner. 2001.**
Beyond the pipe: The importance of wetlands & upland conservation practices in watershed management: Functions and values for water quality and quantity. Ducks Unlimited Canada.

**Gartner Lee Limited. 1992.**
Buffers for the protection of wetland ecological integrity. Presented at INTECOL's IVth International Wetlands Conference. 13-18 September 1992.

**Gartner Lee Limited. 1997a.**
Severn Sound Habitat Restoration Strategy. Final Report. Prepared for the Corporation of the Township of Tay. 42 pp.

**Gartner Lee Limited. 1997b.**
Wetland and Riparian Targets Pilot Application - HoggCreek Watershed. 46 pp.

**Golet, F.H., Y. Wang, J.D. Merrow, W.R. DeRagon. 2001.**
Relationship between habitat and landscape features and the avian community of red maple swamps in southern Rhode Island. Wilson Bulletin, Vol. 113, No. 2, pp. 217-227.

**Greiner, M. and C. Hershner. 1998.**
Analysis of wetland total phosphorus retention and watershed structure. Wetlands, Vol. 18, No. 1, pp. 142-149.

**Guerry, A. D., and M. L. Hunter Jr. 2002.**
Amphibian distributions in a landscape of forests and agriculture: An examination of landscape composition and configuration. Conservation Biology 16(3), pp. 745-754.

**Gurnell, A.M., K.J. Gregory and G.E. Petts. 1995.**
The role of coarse woody debris in forest aquatic habitats: Implications for management. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems. Vol. 5, pp. 143-166.

**Haddad, N. 2000.**
Corridor length and patch colonization by a butterfly *Junonia coenia*. Conservation Biology, Vol. 14, No. 3, pp. 738-745.

**Hames, R.S., K.V. Rosenberg, J.D. Lowe and A.A. Dhondt. 2001.**
Site reoccupation in fragmented landscapes: Testing predictions of metapopulation theory. Journal of Animal Ecology, Vol. 70, No. 2, pp. 182-190.

**Hannon, S.J. and F.K.A. Schmiegelow. 2002.**
Corridors may not improve the conservation value of small reserves for most boreal birds. Ecological Applications, Vol. 12, No. 5, pp. 1457-1468.

**Haspel, C. and R.E. Calhoon. 1991.**
Ecology and behavior of free-ranging cats in Brooklyn, New York. pp. 27-30. In: L.W. Adams and D.L. Leedy (eds.). Wildlife Conservation in Metropolitan Environments. National Institute for Urban Wildlife Symposium, Columbia, MD.

**Henshaw, B.E. and D.A. Leadbeater. 1998.**
The Spatial Distribution of Waterfowl Nests and Predation Patterns in the Vicinity of Oshawa Second Marsh and Lynde Shores Conservation Area. Report Prepared for: The Friends of Second Marsh and Lynde Shores Conservation Area.

**Herdendrof, C.E. 1992.**
Lake Erie coastal wetlands: An overview. Journal of Great Lakes Resources, Vol. 18, pp. 533-551.

**Herkert, J.R., R.E. Szafoni, V.M. Kleen, and J.E. Schwegman. 1993.**
Habitat establishment, enhancement and management for forest and grassland birds in Illinois. Natural Heritage Technical Publication #1, Illinois Department of Conservation, Springfield, Illinois. 22 pp.

**Hey, D.L. and J.A. Wickencamp. 1996.**
Effects of wetlands on modulating hydrologic regimes in nine Wisconsin Watersheds. The Wetlands Initiative, Chicago, Illinois.

**Hicks, A.L. and J.S. Larson. 1997.**
The impact of urban stormwater runoff on freshwater wetlands and the role of aquatic invertebrate biossessment. The Environmental Institute, University of Massachusetts, Amherst, MA.

**Hough Woodland Naylor Dance, and Gore and Storrie Ltd. 1995.**
Restoring Natural Habitats: A Manual for Habitat Restoration in the Greater Toronto Bioregion. Waterfront Regeneration Trust. 179 pp.

**Howe, R.R., G.J. Davies and V. Mosca. 1991.**
Demographic significance of sink populations. Biological Conservation, Vol 57, pp. 239-255.

**Hylander, K., B.G. Jonsson and C. Nilsson. 2002.**
Evaluating buffer strips along boreal streams using bryophytes as indicators. Ecological Applications, Vol. 12, No. 3, pp. 797-806.

**Johnson, C.A., N.E. Detenbeck and G.J. Nieme. 1990.**
The cumulative effects of wetlands on stream quality and quantity, a landscape approach. Biogeochemistry, Vol. 10, pp. 105-141.

**Jones, E.B.D., G.S. Helfman, J.O. Harper and P.V. Bolstad. 1999.**
Effects of riparian forest removal on fish assemblages in Southern Appalachian streams. Conservation Biology, Vol. 13, No. 6, pp. 1454-1465.

**Joyal, L.A., M. McCollough, M.L. Hunter. 2001.**
Landscape ecology approaches to wetland species conservation: A case study of two turtle species in southern Maine. Conservation Biology, Vol. 15, No. 6, pp. 1755-1762.

**Jude, D.J. and J. Pappas. 1992.**
Fish utilization of Great Lakes coastal wetlands. Journal of Great Lakes Resources, Vol. 18, pp. 651-672.

**Keast, A., J. Harker and D. Turnbull. 1978.**
Nearshore fish habitat utilization and species associations in Lake Opinicon (Ontario, Canada). Environmental Biology Fish, Vol. 3, pp. 173-184.

**Klein R. 1979.**
Urbanization and stream quality impairment. American Water Resources Association, Water Resources Bulletin, Vol. 15, No. 4.

**Knutson, K.L. and V.F. Naef. 1997.**
Management recommendations for Washington's priority habitats - riparian. Washington Department of Fish and Wildlife.

**Knutson, M.G., J.R. Sauer, D.A. Olsen, M.J. Mossman, L.M. Hemesath, M.J. Lannoo. 2000.**
Landscape associations of frog and toad species in Iowa and Wisconsin, U.S.A. Journal of the Iowa Academy of Science, Vol. 107, No. 3-4, pp. 134-145.

**Lamoureux, V.S., J.C. Marez and D.M. Madison. 2002.**
Premigratory autumn foraging forays in the Green Frog, *Rana clamitans*. Journal of Herpetology, Vol. 36, No. 2, pp. 245-254.

**Lee, K.H., T.M. Isenhart and R.C. Schultz. 2003.**
Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 58, No. 1, pp. 1-12.

**Lee, M., L. Fahrig, K. Freemark and D.J. Currie. 2002.**
Importance of patch scale vs. landscape scale on selected forest birds. Oikos, Vol. 96, No. 1, pp. 110-118.

**Lichstein, J.W., T.R. Simons and K.E. Franzreb. 2002.**
Landscape effects on breeding songbird abundance in managed forests. Ecological Applications, Vol. 12, No. 3, pp. 836-857.

**Limburg, K. and R. Schmidt. 1991.**
Patterns of fish spawning in Hudson River tributaries - response to an urban gradient? Ecology, Vol. 71, No. 4, pp. 1231-1245.

**Lindenmayer, D.B., R.B. Cunningham, C.F. Donnelly, H. Nix and B.D. Lindenmayer. 2002.**
Effects of forest fragmentation on bird assemblages in a novel landscape context. Ecological Applications, Vol. 72, No. 1, pp. 1-18.

**Lowrance, R., S. Dabney and R. Schultz. 2002.**
Improving water and soil quality with conservation buffers. Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 57, No. 2, pp. 38A.

**Mancke, R.G. and T.A. Gavin. 2000.**
Breeding bird density in woodlots: Effects of depth and buildings at the edges. Ecological Applications, Vol. 10, No. 2, pp. 598-611.

**Matlack, G.R. 1993.**
Sociological edge effects: Spatial distribution of human impacts in suburban forest fragments. Environmental Management, Vol. 17, No. 6, pp. 828-835.

**May, C., R. Horner, J. Karr, B. Mar and E. Welch. 1997.**
Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound Lowland Ecoregion. Watershed Protection Techniques, Vol. 2, No. 4, pp. 483-494.

**McGarigal, K. and S.A. Cushman. 2002.**
Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. Ecological Applications, Vol. 12, No. 2, pp. 335-345.

**Merriam, G. 1988.**
Landscape dynamics in farmland. Trends in Ecological Evolution, Vol. 3, pp. 176-200.

**Merwe, J.H. van der and G. Lobrentz. 2001.**
Demarcating coastal vegetation buffers with Multicriteria Evaluation and GIS at Saldanha Bay, South Africa. Ambio, Vol. 30, No. 2.

**MWCOG (Metropolitan Washington Council of Governments). 1992.**
Watershed Restoration Sourcebook. Department of Environmental Programs, MWCOG, Washington, DC.

**Milam, J.C. and S.M. Melvin. 2001.**
Density, habitat use, movements, and conservation of spotted turtles (*Clemmys guttata*) in Massachusetts. Journal of Herpetology, Vol. 35, No. 3, pp. 418-427.

**Mitsch, W.J. and J.C. Gosselink. 2000.**
The value of wetlands: Importance of scale and landscape setting. Ecological Economics, Vol. 35, pp. 25-33.

**Mortberg, U.M. 2001.**
Resident bird species in urban forest remnants: landcape and habitat perspectives. Landscape Ecology, Vol. 16, No. 3, pp. 193-203.

**Naiman, R.J. and H. Decamps. 1997.**
The ecology of interfaces: Riparian zones. Annual Review of Ecology and Systematics, Vol. 28, pp. 621-658.

**Newcombe, C.P. and D.D. MacDonald. 1991.**
Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. North American Journal of Fisheries Management, Vol. 11, No. 1, pp. 72-82.

**Norman, A.J. 1995.**
The use of vegetative buffer strips to protect wetlands in southern Ontario. Proceedings of the Wetland Symposium on Boundaries, Buffers and Environmental Gradients. Niagara Falls, Ontario, April, 1994.

**Norris, D.R. and B.J.M. Stutchbury. 2001.**
Extraterritorial movements of a forest songbird in a fragmented landscape. Conservation Biology, Vol. 15, No. 3, pp. 729-736.

**Norton, M.M. and T.R. Fisher. 2000.**
The effect of forest on stream water quality in two coastal plain watersheds of the Chesapeake Bay. Ecological Engineering, Vol. 14, pp. 337-362.

**Noss, R.F. and L.D. Harris. 1986.**
Nodes, networks and MUMS: Preserving biodiversity at all scales. Environmental Mangement, Vol. 10, pp. 299-309.

**O'Laughlin, J. and G.H. Belt. 1995.**
Functional approaches to riparian buffer strip design. Journal of Forestry, Vol. 93, pp. 29-32.

**Oldham, M.J. 1983.**
Environmentally Significant Areas of the Essex Region. Essex Region Conservation Authority. 426 pp.

**Ontario Ministry of Natural Resources. 1992.**
The problem of sediment in water for fish. Technical notes, Northwestern Ontario Boreal Forest Management. Northwestern Ontario Boreal Forest Management. TN-21. Ontario Ministry of Natural Resources.

**Ontario Ministry of Natural Resources. 1994.**
Ontario Wetland Evaluation System. Southern Manual. 3rd Edition. OMNR # 502254-1.

**Opdam, P. 1991.**
Metapopulation theory and habitat fragmentation: A review of holarctic breeding bird studies. Landscape Ecology, Vol. 5, pp. 93-106.

**Petzold, M. 1996.**
An investigation of the effects of fish habitat modification in Batchewana Bay, Lake Superior. Draft. Lake Superior Management Unit. Ontario Ministry of Natural Resources. Report 96-02.

**Riley, J.L. 1989.**
Southern Ontario bogs and fens off the Canadian Shield. pp. 355-367. In: Bardecki, M.J. and N. Patterson (eds.). Wetlands: Inertia or momentum? Federation of Ontario Naturalists. Don Mills. 426 pp.

**Riley, J.L. and P. Mohr. 1994.**
The Natural Heritage of Southern Ontario's Settled Landscapes. A Review of Conservation and Restoration Ecology for Land-Use and Landscape Planning. Science and Technology Transfer. Technical Report TR-001. Ontario Ministry of Natural Resources. Southern Region. Aurora, Ontario. 78 pp.

**Robbins, C.S., D.K. Dawson, and B.A. Dowell. 1989.**
Habitat area requirements of breeding birds of the middle Atlantic states. Wildlife Monographs, Vol. 103, 34 pp.

**Rodgers, J.A. and H.T. Smith. 1995.**
Set-back distances to protect nesting bird colonies from human disturbances in Florida. Conservation Biology, Vol. 9, No. 1, pp. 89-99.

**Rodgers, J.A. Jr. and S.T. Schwikert. 2001.**
Buffer-zone distances to protect foraging and loafing waterbirds from disturbance by personal watercraft and outboard-powered boats. Conservation Biology, Vol. 16, No. 1, pp. 216-224.

**Rosenburg, K.V., R.W. Rohrbaugh, Jr., S.E. Barker, J.D. Lowe, R.S. Hames and A.A. Dhondt. 1999.**
A land manager's guide to improving habitat for Scarlet Tanagers and other forest-interior birds. The Cornell Lab of Ornithology.

**Roth, N.E., J.D. Allan and D.L. Erickson. 1996.**
Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple scales. Landscape Ecology, Vol. 11, pp. 141-156.

**Sandilands, A.P. and S.W. Hounsell. 1994.**
The effects of 500kV transmission facilities on forest birds in two wetland forest systems in southern Ontario - testing for the edge effect. pp. 1-12 In: Snodgrass, W.J. (ed.). Wetland Impacts Workshop. Grand River Conservation Authority. Cambridge, Ontario.

**Semlitsch, R.D. 1998.**
Biological dilineation of terrestrial buffer zones for pond-breeding salamanders. Conservation Biology, Vol. 12, No. 5, pp. 1113-1119.

**Schueler, T. 1994.**
The importance of imperviousness. Watershed Protection Techniques. Vol. 1, No.3, pp. 100-111.

**Snodgrass, W. 1992.**
Proposed environmental guidelines for land-use planning in new urban developments. Pp. 313-348. In: Snodgrass, W.J. and J.C. P'Ng (eds.). Implementation of pollution control measures for urban stormwater runoff. University of Toronto Press. Downsview.

**Snell, E., L. Hun and B. McHattie. 1998.**
Guidelines: Application to the Niagara River Area of Concern. Environment Canada, Ontario Region.

**Snodgrass, J.W., M.J. Komoroski, A.L. Bryan, Jr. and J. Burger. 2000.**
Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: Implications for wetland regulations. Conservation Biology, Vol. 14, No. 2, pp. 414-419.

**Spackman, S.C., C. Hughes and W. Jeffrey. 1995.**
Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont, U.S.A. Biological Conservation, Vol. 71, No. 3, pp. 325-332.

**Steedman, R.J. 1987.**
Comparative analysis of stream degradation and rehabilitation in the Toronto area. Ph.D. Thesis, University of Toronto. 172 pp.

**Stephenson, T.D. 1988.**
Fish utilization of Toronto area coastal marshes. MSc. Thesis, University of Toronto.

**Stephenson, T.D. 1990.**
Fish reproductive utilization of coastal marshes of Lake Ontario, near Toronto. Journal of Great Lakes Resources, Vol. 16, pp. 71-81.

**Storm Water Manager's Resource Center. 2002.**
The Impervious Cover Model. The Stormwater Manager's Resource Center. www.stormwatercenter.net

**Strus, R.H., C. Gerstenkorn and D. Clayton. 1995.**
Great Lakes 2000 Cleanup Fund Project, Metro Toronto and Region Watersheds, Forested Watersheds Coordination and Monitoring Interim Report.

**Tate, D.P. 1998.**
Assessment of the Biological Integrity of Forest Bird Communities: A Draft Methodology and Field Test in the Severn Sound Area of Concern. Severn Sound RAP Technical Report. Canadian Wildlife Service – Ontario Region.

**Taylor, B., K. Ludwa and R. Horner. 1995.**
Urbanization effects on wetland hydrology and water quality. Proceedings of the Third Puget Sound Research Meeting, Puget Sound Water Quality Authority, Olympia, WA.

**Toronto and Region Conservation Authority. 1996.**
Don Watershed Fisheries Management Plan. Draft. Prepared with the Don Watershed Council and the Ontario Ministry of Natural Resources.

**Trenham, P.C. 2001.**
Terrestrial habitat use by adult California tiger salamanders. Journal of Herpetology, Vol. 35, No. 2, pp. 343-346.

**Trzcinski, M.K., L. Fahrig and G. Merriam. 1999.**
Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. Ecological Applications, Vol. 9, No. 2, pp. 586-593.

**Villard, M.A., E. Freemark and G. Merriam. 1992.**
Metapopulation theory and neotropical migrant birds in temperate forests: An empirical investigation. pp. 474-482. In: Hagan, J.M. III and D.W. Johnson (eds.). Ecology and conservation of neotropical migrant landbirds. Smithsonian Institute Press, Washington. 609 pp.

**Villard, M.A., M.K. Trzcinski and G. Merriam. 1999.**
Fragmentation effects on forest birds: Relative influence of woodland cover configuration on landscape occupancy. Conservation Biology, Vol. 13, No. 4, pp. 774-783.

**Wang, N. and W.J. Mitsch. 1995.**
Estimating phosphorus retention of existing and restored wetlands in the Quanicassee River watershed, Saginaw Bay, Michigan. Prepared for the Wetlands Initiative, Chicago, Illinois.

**Weaver, L.A. 1991.**
Low-intensity watershed alteration effects on fish assemblage structure and function in a Virginia Piedmont Stream. Unpublished Masters Thesis. Virginia Commonwealth University. 77 pp.0

**Whitfield, J. 2001.**
Urban wildlife may not use green corridors. Nature News Service/Macmillan Magazines Ltd., 2001.

**Woodard, S.E. and C.A. Rock. 1995.**
Control of residential stormwater by natural buffer strips. Lake and Reservoir Management, Vol. 11, No. 1, pp. 37-45.

# Autres sources d'information


**Almendinger, J.E. 1999.**
A method to prioritize and monitor wetland restoration for water-quality improvement. Wetlands Ecology and Management, Vol. 6, No. 4, pp. 241-251.

**Azous, A.L. and R.R. Horner (eds.). 2001.**
Wetlands and Urbanization. Implications for the Future. Lewis Publishers. Boca Raton, Fla.

**Basnyat, P., L. Teeter, B.G. Lockaby and K.M. Flynn. 2000.**
Land-use Characteristics and Water Quality: A Methodology for Valuing of Forested Buffers. Environmental Management, Vol. 26, No. 2, pp. 153-161.

**Bennett, A.F., K. Henein and M. Gray. 1994.**
Corridor use and the elements of corridor quality: Chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. Biological Conservation, Vol. 68, No. 2, pp. 155-165.

**Carolinian Canada. 2000.**
Proceedings of the Buffers Best Evidence Conference. Buffers Best Evidence Conference, London, Ontario, May 3, 2000.

**Cedfeldt, P.T., M.C. Watzin and B.D. Richardson. 2000.**
Using GIS to identify functionally-significant wetlands in the Northeastern United States. Environmental Management, Vol. 26, No. 1, pp. 13-24.

**Cey, E.E., D.L. Rudolph, R. Aravena, and G.W. Parkin. 1999.**
Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. Journal of Contaminant Hydrology, Vol. 37, pp. 45-67.

**Donovan, T.M. and F.R. Thompson III. 2001.**
Modeling the ecological trap hypothesis: A habitat and demographic analysis for migrant songbirds. Ecological Applications, Vol. 11, No. 3, pp. 871-882.

**Drapeau, P. and J.F. Giroux.1999.**
Landscape-scale changes in the forest cover of eastern boreal mixed-wood forests and their effects on bird communities. Sustainable Forest Management Network. Project Report, 1999-9.

**Drolet, B., A. Desrochers and M.J. Fortin. 1999.**
Effects of landscape structure on nesting songbird distribution in a harvested boreal forest. The Condor, Vol. 101, No. 3, pp. 699-704.

**Dunning, J. B., B. J. Danielson, and H. R. Pulliam. 1992.**
Ecological processes that affect populations in complex landscapes. Oikos 65: pp.169-175.

**Ehlers, L.J., M.J. Pfeffer, and C.R. O'Melia. 2000.**
Making watershed management work. Environmental Science and Technology, Vol. 34, pp. 464A-471A.

**Endreny, T.A. 2002.**
Forest buffer strips: Mapping the water quality benefits. Journal of Forestry, January-February, 2002.

**Entry, J.A., R.K. Hubbard, J.E. Thies and J.J. Fuhrmann. 2000.**
The influence of vegetation in riparian filter strips on coliform bacteria: II. Survival in soils. Journal of Environmental Quality, Vol. 29, pp. 1215-1224.

**Findlay, S.C. and J. Houlahan. 1997.**
Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. Journal of Conservation Biology, Vol. 11, pp. 1000-1009.

**Gibbs, J. P. 1998.**
Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. Landscape Ecology 13: pp. 263-268.

**Godin, P.R. and D.E. Joyner. 1981.**
Pond ecology and its influence on mallard use in Ontario, Canada. Wildfowl, Vol. 32, pp. 28-34.

**Griffiths, R.W. 1993.**
BioMAP: Concepts, protocols and sampling procedures for the Southwestern Region of Ontario. Southwestern Region, Ontario Ministry of Environment and Energy.

**Herlihy, A.T., J.L. Stoddard and C.B. Johnson. 1998.**
The relationship between stream chemistry and watershed land cover data in the Mid-Atlantic Region, U.S.Water, Air and Soil Pollution, Vol. 105, pp. 377-386.

**Hornbeck, J.W. and R.B. Smith, 1997.**
A water resources decision model for forest managers. Agricultural and Forest Meteorology, Vol. 84, pp. 83-88.

**Inman, R.L., H.H. Prince and D. B. Hayes. 2002.**
Avian communities in forested riparian wetlands of southern Michigan, USA. Wetlands, Vol. 22, No. 4, pp. 647-660.

**Knutson, M.G., J.R. Sauer, D.A. Olsen, M.J. Mossman, L.M. Hemesath and M.J. Lannoo. 1999.**
Effects of landscape composition and wetland fragmentation on frog and toad abundance and species richness in Iowa and Wisconsin, U.S.A. Conservation Biology, Vol. 13, No. 6, pp. 1437-1446.

**Leeds-Harrison, P.B., J.N. Quinton, M.J. Walker, C.L. Sanders and T. Harrod. 1999.**
Grassed buffer strips for the control of nitrate leaching to surface waters in headwater catchments. Ecological Engineering, Vol. 12, pp. 299-313.

**Lehtinen, R. M., S. M. Galatowitsch and J. R. Tester. 1999.**
Consequences of habitat loss and fragmentation for wetland amphibian assemblages. Wetlands 19: pp. 1-12.

**Lowrance, R. L.S. Altier, J.D. Newbold, R.R. Schnabel, P.M. Groffman, J.M. Denver, D.L.Correll, J.W. Gilliam, J.L. Robinson, R.B. Brinsfield, K.W. Staver, W.Lucas and A.H. Todd. 1997.**
Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. Environmental Management, Vol. 21, No. 5, pp. 687-712.

**Lowrance, R., L.S. Altier, and R.G. Williams. 2000.**
REMM: The riparian ecosystem management model. Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 55, No. 1, pp. 27-42.

**Macdonald, H.F., J.C. Bergstrom and J.E. Houston. 1998.**
A proposed methodology for measuring incremental environmental benefits from using constructed wetlands to control agricultural non-point-source pollution. Journal of Environmental Management, Vol. 54, No. 4, pp. 259-267.

**Marzluff, J.M. and K. Ewing. 2001.**
Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. Resoration Ecology, Vol. 9, No. 3, pp. 280-292.

**Matheussen, B., R.L. Kirschbaum, I.A. Goodman, G.M. O'Donnell and D.P. Lettenmaier. 2000.**
Effects of land cover change on streamflow in the interior Columbia River Basin (USA and Canada). Hydrological Processes, Vol. 14, pp. 867-885.

**McKillop, R., N. Kouwen and E.D. Soulis. 1999.**
Modeling the rainfall-runoff response of a headwater wetland. Water Resources Research, Vol. 35, No. 4, pp. 1165-1177.

**Mendez, A., T.A. Dillaha and S. Mostaghimi. 1999.**
Sediment and nitrogen transport in grass filter strips. Journal of the American Water Resources Association, Vol. 35, pp. 867-875.

**Ontario Ministry of Natural Resources. 1987.**
Guidelines on the use of vegetative buffer zones to protect fish habitat in an urban environment. Central Region. 36 pp.

**Ontario Ministry of Natural Resources. 1999.**
Natural Heritage Reference Manual for Policy 2.3 of the Provincial Policy Statement. Ontario Ministry of Natural Resources, Ontario. 67 pp. plus appendices.

**Ontario Ministry of Natural Resources. 2000.**
Significant Wildlife Habitat. Technical Guide. Ontario Ministry of Natural Resources.

**Patterson, J.H. 1976.**
The role of environmental heterogeneity in the regulation of duck populations. Journal of Wildlife Management, Vol. 40, pp. 22-32.

**Pearson, S.F. and D.A. Manuwal. 2001.**
Breeding bird response to riparian buffer width in managed Pacific Northwest Douglas Fir forests. Ecological Applications, Vol. 11, No. 3, pp. 840-853.

**Perry, C.H., R.C. Miller, A.R. Kaster and K.N. Brooks. 2000.**
Watershed Management Implications of Agroforestry Expansion on Minnesota's Farmlands. USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-13.

**Pitt. R.E. 1995.**
Effects of urban runoff on aquatic biota. pp. 609-626. In: Hoffman, D.J., B.A. Rattner, G.A. Burton, Jr. and J. Cairns, Jr. (eds.). Handbook of ecotoxicology. Lewis Publishers, Ann Arbor.

**Pope, S., L. Fahrig, and H. G. Merriam. 2000.**
Landscape complementation and metapopulation effects on leopard frog populations. Ecology 81: 9, pp. 2498 -2509.

**Reed, T. and S.R.Carpenter. 2002.**
Comparisons of P-yield, riparian buffer strips, and land cover in six agricultural watersheds. Ecosystems, Vol. 5, No. 6, pp. 568-577.

**Rich, A.C., D.S. Dobkin and L.J. Niles. 1994.**
Defining forest fragmentation by corridor width: The influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. Conservation Biology. Vol. 8, No. 4, pp. 1109-1121.

**Richards, C., L.B. Johnson and J.R.M.Kelso (eds.). 1996.**
Landscape-scale influences on stream habitats and biota. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Vol. 53, No. Suppl. pp. 295-311.

**Rosenberg, K.V., J.D. Lowe and A.A. Dhondt. 1998.**
Effects of forest fragmentation on breeding tanagers: A continental perspective. Conservation Biology. Fall 1998, pp. 568-583.

**Ruefenacht, B. and R.L. Knight. 1995.**
Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deermice Peromyscus maniculatus. Biological Conservation, Vol. 71, No. 3, pp. 269-274.

**Simon, A. and A.J.C. Collison. 2002.**
Quantifying the Mechanical and Hydrologic Effects of Riparian Vegetation on Streambank Stability. Earth Surface Processes and Landforms, Vol. 27, No. 5, pp. 527-546.

**Sovell, L.A., B. Vondracek, J.A. Frost and K.G. Mumford. 2000.**
Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of southeastern Minnesota streams, USA. Environmental Management. Vol. 26, No. 6, pp. 629-641.

**Twery, Mark J. and James W. Hornbeck. 2001.**
Incorporating water goals into forest management decisions at a local level. Forest Ecology and Management, Vol. 143, No. 1-3, pp. 87-93.

**Uusi-Kampaa, J., B. Braskerud, H. Jansson, N. Syversen and R. Uusitalo. 2000.**
Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. Journal of Environmental Quality, Vol. 29, pp. 151-158.

**Wear, D.N., M.G. Turner and R.J. Naiman. 1998.**
Land cover along an urban-rural gradient: Implications for water quality. Ecological Applications, Vol. 8, No. 3, pp. 619-630.

**Wickham, J.D., K.H. Ritters, R.V. O'Neill, K.H. Reckhow, T.G. Wade and K.B. Jones. 2000.**
Land cover as a framework for assessing risk of water pollution. Journal of the American Water Resources Association, Vol. 36, No. 6, pp. 1417-1422.

**Wickham, J.D., R.V. O'Neill, K.H. Riitters, E.R. Smith, T.G. Wade and K.B. Jones. 2002.**
Geographic targeting of increases in nutrient export due to future urbanization. Ecological Applications, Vol. 12, No. 1, pp. 93-106.

**Wilson, M. and J.G. Imhof. 1998.**
Riparian Zone Workshop. Literature Review: Overview of the State of the Science. An Examination of the Functions of Riparian Zones. Grand River Conservation Authority Administration Office.

**Yahner, R.H., A.D. Rodewald and S.C. Talbott. 2001.**
Edge-related nest predation associated with the retention of residual trees in harvested hardwood stands. Canadian Field-Naturalist, Vol. 115, pp. 82-87.

# Liste des abréviations et des acronymes

**CCME** Conseil canadien des ministres de l'environnement

**CCP** Comité consultatif public

**IF** Espèces de l'intérieur de la forêt

**ILF** Espèces de l'intérieur/de la lisière des forêts

**mg/L** Milligrammes par litre

**PA** Plan d'assainissement

**SIG** Système d'information géographique

**SP** Secteur préoccupant

**UVB** Rayonnement ultraviolet B

**ZC** Zone critique

**ZP** Zone de protection

Photo de Eric Dresser

# Annexe 1

## *Secteur préoccupant du bras Severn : Identification et revalorisation des habitats, radiation et utilisation du Cadre d'orientation*

Le *Rapport de l'étape 2 du Plan d'assainissement du bras Severn* (PABS, rapport de l'étape 2) a été élaboré et soumis en 1993. Ce rapport visait à établir des objectifs et à cerner les mesures préventives et correctrices nécessaires au rétablissement des utilisations bénéfiques de l'habitat dans le bras Severn, tandis que celui la première étape décrivait l'état de l'environnement et des problèmes/questions de base connexes.

Lorsque cela a été possible de le faire, les objectifs de radiation qui ont été établis dans le cadre du PA sont des mesures spécifiques, reproductibles et justifiables correspondant à chacune des altérations des utilisations bénéfiques dans le SP du bras Severn. Dans le rapport de l'étape 2 du PABS, on stipule que les bassins hydrographiques, les affluents et les rives fournissent des habitats essentiels à la santé de l'écosystème du bras Severn, et on ajoute que ces habitats sont dégradés à divers endroits (PABS, rapport de l'étape 3). L'établissement des objectifs énoncés dans le rapport de l'étape 2 du PABS est basé sur les meilleurs indicateurs du moment. Dans le plan d'assainissement, les objectifs de radiation établis pour les altérations des utilisations bénéfiques – *dégradation des habitats du poisson et des autres espèces sauvages* – étaient les suivants :

- Appliquer le plan de gestion de l'habitat du poisson dans le bras Severn et d'autres politiques visant l'amélioration et la préservation de l'habitat du poisson et des autres espèces sauvages.
- Inciter les promoteurs de nouveaux lotissements domiciliaires en bordure des cours d'eau à restaurer l'habitat du poisson dans des zones cibles.
- Élaborer, le cas échéant, des plans axés sur la mise en valeur ou l'aménagement de nouveaux milieux humides côtiers.
- Dans le cadre du projet de la baie Matchedash (Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, 1991) :
  - i) protéger et gérer 1 715 hectares d'habitats fauniques;
  - ii) restaurer et aménager 1 427 hectares d'habitats pour la sauvagine et d'autres espèces sauvages tributaires des milieux humides;
  - iii) préserver et mettre en valeur 442 hectares d'habitats pour la sauvagine migratrice.
- Mettre en valeur les affluents et les zones riveraines en tant qu'habitats du poisson et des autres espèces sauvages.
- Préserver les sites de nidification actuels des oiseaux aquatiques coloniaux qui vivent dans le secteur du bras Severn ou à proximité.
- Préserver les sites de nidification du Balbuzard pêcheur dans le secteur du bras Severn et en accroître le nombre.

(Source : PABS, rapport de l'étape 2)

Dans certains cas, lorsqu'on savait que des méthodes étaient en voie d'élaboration, les indicateurs utilisés pour l'évaluation des objectifs sont restés « à déterminer ». Comme les mesures correctrices n'ont pas été pas mises en œuvre au même moment ou à une certaine date, il a été difficile de mesurer avec rigueur les changements survenus dans la santé de l'écosystème. Cela est particulièrement vrai en ce qui a trait à la restauration des habitats, étant donné que les initiatives de plantation d'arbres et d'arbustes et de remise en état des rives se poursuivent. Chaque projet atteindra son plein potentiel quand les zones revitalisées auront atteint la maturité.

Les mesures correctrices, telles que la restauration des habitats, ont été en grande partie mises en œuvre entre la fin des années 1980 et 2002. C'est après cette période qu'a commencé l'étape 3 du Plan d'assainissement, une étape pendant laquelle on a consigné des données sur les mesures correctrices mises à exécution et sur l'état de chacune des altérations des utilisations bénéfiques. Entre la publication du rapport de l'étape 2 et celle du rapport de l'étape 3 du PABS, on a élaboré d'autres indicateurs de l'altération des utilisations bénéfiques et de meilleures méthodes de mesure des réponses de l'écosystème. Pour ce qui est des habitats, on a dérivé certains indicateurs des lignes directrices contenues dans le *Cadre d'orientation*.

Voici les principes employés pour évaluer l'état de la conformité aux critères de radiation :

- choix d'une variété d'indicateurs reflétant le mieux possible l'état de conformité aux critères de radiation;
- choix d'un résultat ou d'un seuil mesurable pour chaque indicateur;
- choix d'indicateurs illustrant des changements mesurables dans le temps et dans l'espace.

## *Indicateurs utilisés pour évaluer l'état de la conformité aux critères de radiation du bras Severn*

La première édition du *Cadre d'orientation* a été appliquée au bassin hydrographique du secteur préoccupant du bras Severn, et les lignes directrices de ce cadre ont servi d'indicateurs pour l'évaluation de l'état de la conformité aux critères de radiation du PA (Gartner Lee Limited, 1997a; Gartner Lee Limited, 1997b; Tate, 1998, Sherman et McPhail, en préparation).

Les lignes directrices suivantes ont été choisies en tant qu'indicateurs pour le bras Severn.

**Habitats forestiers :**

a. pourcentage de couvert forestier (> 30 %);

b. pourcentage de couvert forestier à 100 mètres de la lisière (> 10 %);

c. pourcentage de couvert forestier à 200 mètres de la lisière (> 5 %);

d. taille du plus grand îlot boisé (superficie minimale de 200 hectares et largeur minimale de 500 mètres);

e. forme et proximité des îlots boisés et des couloirs;

f. qualité de la forêt (couvert forestier représentatif de toute la gamme des espèces et des structures par âge présente dans l'écorégion).

**Habitats riverains :**

a. pourcentage des berges couvert de végétation naturelle (au moins 75 % des berges des cours d'eau de premier, de deuxième et de troisième ordre);

b. quantité de végétation naturelle en bordure des cours d'eau (au moins 75 % des rives et zones tampons de 30 mètres des deux côtés des cours d'eau);

c. total des sédiments en suspension (< 25 milligrammes/L durant la plus grande partie de l'année);

d. pourcentage de surfaces imperméables urbanisées (degré d'imperméabilité < 15 % dans un bassin hydrographique urbanisé);

e. populations de poissons (selon des relevés de populations et la température).

**Habitats humides :**

a. pourcentage de milieux humides dans les bassins et sous-bassins hydrographiques (> 10 % d'un bassin hydrographique, > 6 % d'un sous-bassin hydrographique; ou rétablissement du pourcentage des milieux humides présents à l'origine dans un bassin hydrographique);

b. quantité de végétation naturelle adjacente au milieu humide (largeur > 240 mètres de végétation naturelle adjacente (couvert forestier adjacent inclus dans le secteur du bras Severn);

c. type de milieux humides (marais et marécages qui sont propices à une revitalisation);

d. taille et forme du milieu humide (marécages aussi grands et réguliers que possible pour offrir un maximum d'habitats forestiers intérieurs; marais de diverses tailles et formes offrant un maximum de possibilités de stratification).

À l'examen de la littérature effectué pour soutenir le *Cadre d'orientation* se sont greffés un examen des conditions locales et d'autres études qui ont permis d'évaluer les lignes directrices et de les peaufiner pour qu'on puisse s'en servir en tant qu'indicateurs dans le secteur du bras Severn. Ainsi, les lignes directrices sur les habitats forestiers intérieurs ont été évaluées dans le secteur du bras Severn en utilisant des espèces de l'intérieur des forêts comme indicateurs (Tate,1998). Cette façon de procéder a permis d'évaluer directement l'état de santé des populations d'oiseaux de l'intérieur des forêts du bras Severn et d'autres paramètres de l'habitat (pourcentage de couvert forestier, pourcentage de couvert forestier à 100 mètres et à 200 mètres de la lisière, taille des îlots).

## *Identification des habitats du secteur préoccupant du bras Severn*

Pour identifier les habitats forestiers, riverains et humides du secteur du bras Severn, on s'est servi du *Cadre d'orientation*. On a divisé le bassin hydrographique en 16 sous-bassins hydrographiques d'une superficie allant de 24 à 121 kilomètres carrés. On a analysé chaque sous-bassin hydrographique au moyen du Système d'information géographique (SIG), ce qui a permis de déterminer l'état d'éléments ciblés de l'habitat et de peaufiner la stratégie de revalorisation de l'habitat dans le SP du bras Severn (voir l'annexe 1 – figure 1; McPhail, 1999). On a aussi observé les changements survenus dans le couvert forestier et le couvert riverain entre 1982 (année d'enregistrement des données sur la carte de base de l'Ontario) et 1998, en utilisant un calque des milieux forestiers élaboré à partir de photos aériennes infrarouges prises en 1998 pour le compte du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (voir l'annexe 1 – figure 2; Hudolin, 1999). Enfin, en utilisant les mêmes techniques d'interprétation et les méthodes du Système d'information géographique (SIG), on a pu utiliser d'autres couvertures photographiques aériennes pour consigner d'une manière plus détaillée et sur une plus longue période les changements survenus dans le couvert forestier de sous-bassins hydrographiques choisis.

Établir des comparaisons en appliquant les lignes directrices du *Cadre d'orientation* aux changements survenus entre deux dates ou plus donne des résultats intéressants, comme on peut le voir sur la figure 1A de l'annexe 1 qui illustre l'augmentation de la taille d'un îlot boisé selon trois couvertures photographiques aériennes réalisées en 1953, en 1982 et en 1998. La figure 2 de l'annexe 1 montre les changements survenus dans le couvert forestier entre 1982 et 1998 pour le sous-bassin dans son ensemble et illustre bien l'importance que revêt le maintien d'une augmentation nette du couvert forestier au fil des ans.

Au tableau 1 de l'annexe 1, on voit que la taille du plus grand îlot boisé à proximité du ruisseau Hogg a augmenté en raison d'une plantation effectuée à des endroits stratégiques. Or, cela n'est pas le cas pour tous les sous-bassins hydrographiques; certains bassins pourraient en effet bénéficier d'une certaine forme de protection de leurs grands îlots boisés même s'ils affichent un gain net du pourcentage de couvert forestier.

L'évaluation des habitats riverains est illustrée à la figure 1B de l'annexe 1. Un projet de restauration a été mis en œuvre en 1991. La figure illustre la hausse en pourcentage, entre 1981 et 1998, des longueurs de rives végétalisées et des cours d'eau bordés d'une zone tampon de 30 mètres de largeur. Les caractéristiques hydrogéologiques des sous-bassins hydrographiques du secteur préoccupant du bras Severn (Singer *et al.*, 1999) montrent que les zones en amont de certains cours d'eau ne contribueraient pas autant à l'émergence/la recharge des eaux souterraines que certaines parties médianes des cours d'eau. Nombre de tronçons du cours supérieur du ruisseau Hogg sont intermittents ou des marais d'eau tempérée, tandis que les tronçons de son cours inférieur (même des ruisseaux de quatrième ou de cinquième ordre) sont alimentés par des eaux souterraines et maintiennent des débits constants d'eau froide. Ces observations semblent indiquer que les efforts de restauration en amont pourraient ne pas être aussi bénéfiques que ceux en en aval. En dépit de ces différences locales, l'indicateur qui a été utilisé pour le bras Severn est 75 % des rives des cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre couvert d'une végétation naturelle.

En plus de cette ligne directrice de 75 %, on a utilisé le seuil de 50 % dont il est question dans la partie narrative du *Cadre d'orientation* pour évaluer les habitats riverains de chaque sous-bassin hydrographique. On a aussi considéré comme étant végétalisés les tronçons de cours d'eau coulant en milieux humides aux rives non bordées d'arbres pour l'estimation de la longueur des rives couvertes d'une « végétation naturelle » dans les sous-bassins hydrographiques du bras Severn.

Comme il est indiqué dans le *Cadre d'orientation*, l'évaluation des cours d'eau et des corridors ne repose pas que sur le pourcentage de couvert riverain. Il faut évaluer un certain nombre d'autres facteurs. Ainsi, la ligne directrice sur le total des sédiments en suspension a été appliquée aux cours d'eau du bras Severn durant la période de débit de base (habituellement au moins 90 % de l'année). Pendant les crues du printemps et le ruissellement de pointe (habituellement < 10 % de l'année), il s'est avéré que les concentrations de solides en suspension et les concentrations totales de phosphore étaient sensiblement liées au débit.

L'importance des conditions locales, en combinaison avec les lignes directrices du *Cadre d'orientation*, a été illustrée le long de certains tronçons de cours d'eau où il ne pousse pas d'arbres à cause de zones de méandres naturels et de la végétation palustre. Pourtant, ces tronçons maintiennent les conditions d'eau froide ou tempérée présentes normalement sur les tronçons de cours d'eau bordés d'arbres. On a utilisé des thermographes relativement peu coûteux pour caractériser le régime de température des effluents du secteur du bras Severn et avoir ainsi une meilleure idée de l'état de ses habitats lotiques.

Parmi les milieux humides qui ont été évalués à l'égard de la quantité de végétation naturelle adjacente au milieu humide, on trouve des milieux humides du bassin du bras Severn importants à l'échelle provinciale (les « îlots » secs environnants étant exclus) et de plus petits milieux humides non classés tirés du calque des milieux humides de la carte de base de l'Ontario. La figure C de l'annexe 1 illustre l'état des habitats humides en 1982 et en 1998; les changements observés résultent des efforts de restauration et de la succession naturelle. La ligne directrice concernant le pourcentage de milieux humides dans les bassins hydrographiques (10 %) n'a pas été satisfaite, sauf pour les bassins hydrographiques des rivières Sturgeon et Wye. La ligne directrice concernant le pourcentage de milieux humides dans les sous-bassins hydrographiques (6 %) a été généralement satisfaite, sauf pour la rivière Coldwater (PABS, étape 3). Soulignons qu'aucun comparaison temporelle n'a été faite pour les milieux humides parce que ceux-ci ne font l'objet d'aucun calque historique autre que celui de la carte de base de l'Ontario.

On a utilisé d'autres guides et références en plus des données du *Cadre d'orientation* et des données recueillies sur le terrain. Ainsi, d'autres méthodes élaborées pour les secteurs préoccupants des Grands Lacs ont permis d'évaluer les habitats des poissons et des oiseaux aquatiques à proximité du littoral. Par ailleurs, grâce à une approche justifiable (Minns *et al.*, 1999) combinant un inventaire d'habitats physiques à un modèle, on classifié la majeure partie des habitats riverains en fonction de leur capacité à soutenir différentes associations et cycles biologiques de poissons dans le bras Severn (voir également le Randall *et al.*, 1993; 1998). Des relevés d'oiseaux aquatiques et d'autres espèces d'oiseaux importantes effectués dans le bras Severn ont également révélé des zones d'habitas valables dans le secteur préoccupant (Weseloh *et al.*, 1997; Wilson et Cheskey, 2001a; 2001b; 2001c).

Des initiatives mises en oeuvre dans des sites particuliers dans le bras Severn fournissent également une indication de l'état des habitats du secteur préoccupant. Dans le cadre du Plan conjoint des habitats de l'Est (PCHE), qui fait partie du Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, on a mené un vaste projet de protection et d'amélioration des habitats de la baie de Matchedash (Tymoshuk et Martin-Martin-Downs, 1990, Plan nord-américain de gestion de la sauvagine, 1991). Enfin, le projet de revalorisation des affluents du bras Severn (PA) et les projets de restauration des habitats humides et riverains de Penetanguishene sont des exemples des projets qui ont été évalués à l'échelle de sites particuliers ou de sous-bassins hydrographiques.

## Annexe 1 – Figure 1. Changements survenus dans les habitats au cours du temps

**Exemples de changements mesurables dans les habitats forestiers, riverains et humides dans le bassin hydrographique du ruisseau Hogg.**

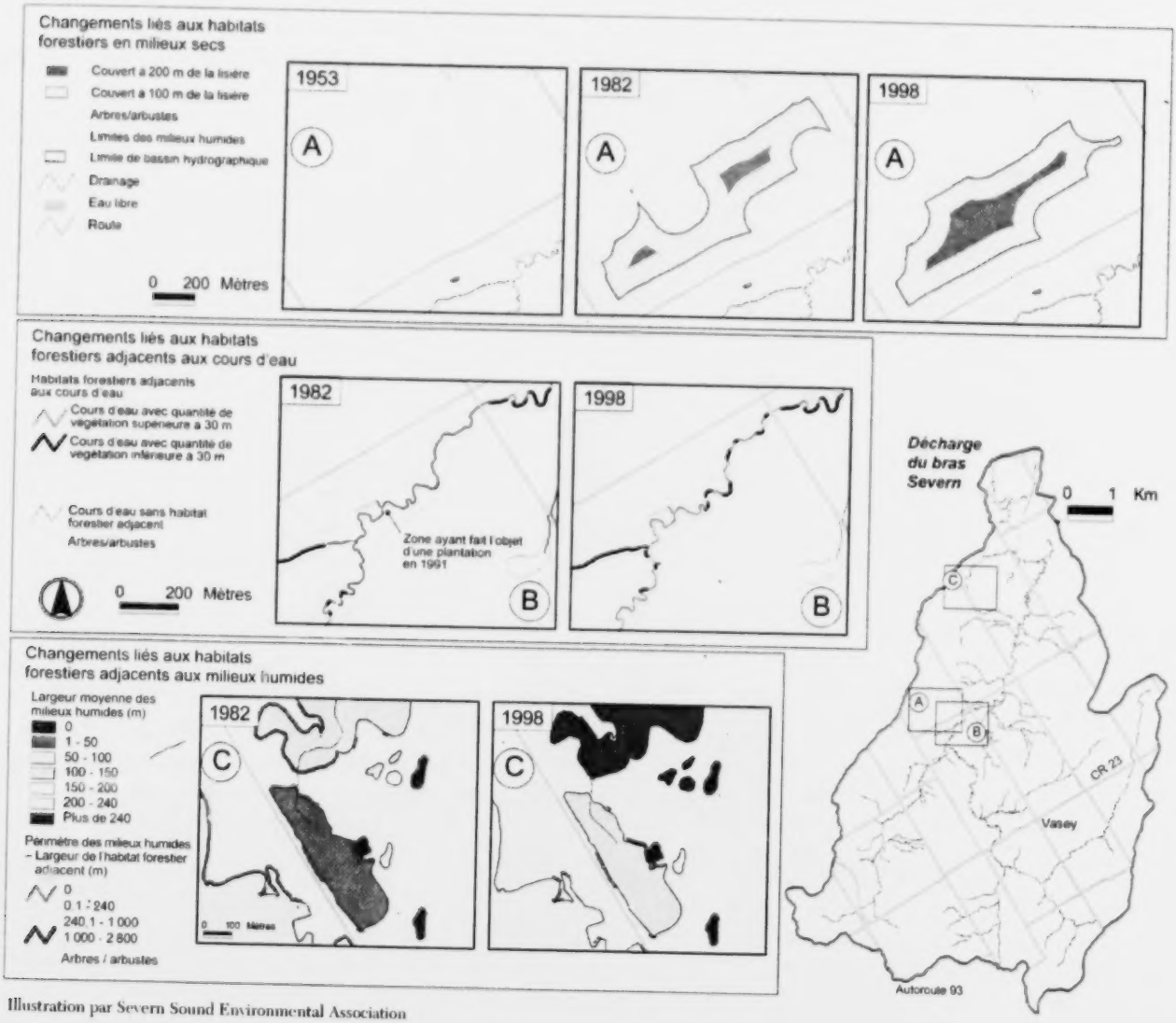



Illustration par Severn Sound Environmental Association

**Annexe 1 – Figure 2. Ruisseau Hogg – 1982/98 Différences dans le couvert forestier**

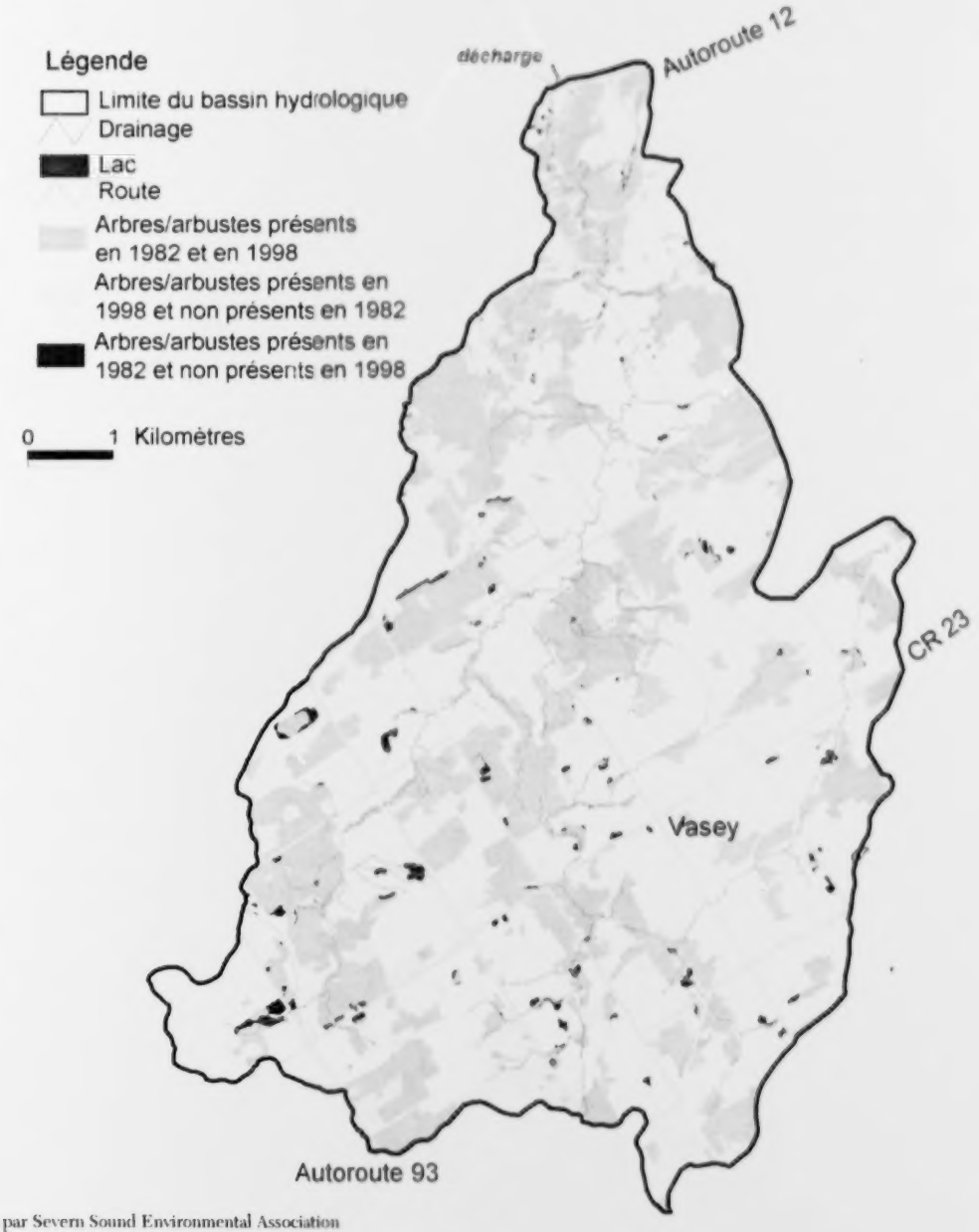



Illustration par Severn Sound Environmental Association

## *État des habitats à l'étape 3 de Plan d'assainissement du bras Severn*

### Habitats forestiers

Bien qu'il y ait eu des réductions importantes de la taille des plus grands îlots boisés, on constate peu de changements dans le pourcentage net de couvert forestier dans le secteur du bras Severn. L'analyse de 1998 révèle que les cibles relatives aux habitats forestiers sont généralement atteintes pour le bassin hydrographique du bras Severn, sauf pour ce qui est des cibles relatives aux habitats forestiers intérieurs à proximité du ruisseau Hogg et certains sous-bassins de la rivière Hogg et de la rivière North. Ces zones feront autant que possible l'objet d'autres mesures correctrices.

Compte tenu des projets de développement prévus ou proposés dans certains sous-bassins hydrographiques, il faut s'attendre à ce que le pourcentage de couvert forestier continue de diminuer. Il faut également reconnaître que les gains nets attribuables à la plantation d'arbres et à la succession naturelle excèdent les pertes attribuables au déboisement. Pour que le couvert forestier soit maintenu, il faudrait que les programmes de plantation soient reconduits. Des mécanismes de protection des grands îlots forestiers intérieurs devraient également être élaborés.

### Habitats riverains

Entre 1982 et 1998, on remarque une augmentation de la quantité de végétation riveraine le long des cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre dans le secteur du bras Severn, sauf pour le ruisseau Silver (rivière North) et le ruisseau McDonald (rivière Wye). Cette augmentation témoigne d'une plus grande sensibilisation à l'égard de l'importance de la végétation pour la stabilisation des rives des cours d'eau et est directement attribuable au projet de revalorisation des effluents (PA du bras Severn). L'examen des changements à long terme survenus dans les zones tampons du ruisseau Hogg montre une augmentation progressive de 1953 à 1998.

Le couvert riverain souhaité résultera des changements qu'apporteront les exploitants de fermes traditionnelles à leurs pratiques d'abreuvement des animaux d'élevage et de l'arrivée à maturité des espaces récemment plantés dans le cadre du projet de revalorisation des effluents du PA du bras Severn. Depuis 1991, 133 projets au total ont été réalisés en ce sens. Quelque 127 kilomètres de rives de cours d'eau ont été clôturées et/ou assainies, de sorte que

**Annexe 1 – Table 1. PA du bras Severn – Stratégie de restauration de l'habitat – Sous-bassin du ruisseau Hogg. Sommaire des cibles pour les habitats forestiers, riverains et humides de cours d'eau de premier, de deuxième et de troisième ordre**

| Lignes directrices | Cible | 1982 | 1998 | Différence |
|---|---|---|---|---|
| **Habitats forestiers** | | | | |
| % de couvert forestier | > 30 | 32 % | 38 % | 6 % |
| Taille du plus grand îlot boisé (ha) | > 100 Ha | 163 Ha | 199 Ha | 36 Ha |
| % de couvert forestier > 100 m de la lisière | > 10 % | 6 % | 11 % | 5 % |
| % de couvert forestier > 200 m de la lisière | > 5 % | 1 % | 3 % | 2 % |
| **Habitats riverains** | | | | |
| % des rives de cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre couvert d'une végétation naturelle | > 75 % | 47 % | 57 % | 10 % |
| % des rives de cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre couvert d'une végétation naturelle plus zone tampon > 30 m | > 75 % | 29 % | 40 % | 11 % |
| % des rives de cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre couvert d'une végétation naturelle plus milieux humides | > 75 % | 57 % | 64 % | 7 % |
| % des rives de cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre couvert d'une végétation naturelle plus zone tampon > 30m plus milieux humides | > 75 % | 36 % | 44 % | 8 % |
| **Habitats humides** | | | | |
| % de milieux humides dans le bassin hydrographique | >10 % (sous-bassin > 6 %) | 7 % | 7 % | 0 % |
| Largeur moyenne de végétation naturelle adjacente au milieu humide (m) | >240 m | 71 m | 122 m | 51 m |

plus de 2 700 bestiaux ont cessé d'y avoir accès. À la suite de ces projets riverains, plus de 470 hectares de milieux fragiles dans les cours d'eau ont cessé d'être utilisés pour l'agriculture. En outre, quelque 154 000 arbres et arbustes ont été plantés.

La promotion du programme des zones riveraines a été systématique et a généralement accru la sensibilisation à la nécessité de limiter l'accès des bestiaux aux cours d'eau. Cependant, les propriétaires fonciers ont bénéficié du programme au cas par cas, de sorte que les projets ont été mis en œuvre graduellement et parfois inégalement le long des cours d'eau. En dépit de son caractère volontaire, ce programme a permis d'aménager de vastes couloirs d'habitat sur plusieurs cours d'eau dans la région du bras Severn. Les projets ne se sont pas limités qu'aux cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre.

### Habitats humides

On a constaté une augmentation générale de la largeur moyenne de la végétation adjacente aux milieux humides entre 1982 et 1998, et ce, malgré d'importantes diminutions observées dans les sous-bassins hydrographiques du lac Bass et du ruisseau Silver (dues à l'étalement urbain) ainsi que dans le sous-bassin hydrographique du ruisseau Purbrook (dues à une augmentation de la zone de paissance). Les habitats humides côtiers ont été revalorisés dans les baies Penetang, Midland et Hogg. La tendance liée à la perte des habitats humides côtiers décrite par Cairns (PABS, étape 2) s'est considérablement atténuée durant les années 1990. Cependant, la pression croissante exercée à l'égard de l'aménagement de nouveaux lotissements en bordure des cours d'eau, surtout lors des bas niveaux d'eau enregistrés de 1999 à 2001, a conduit à la destruction de certaines zones de milieux humides importantes à l'échelle provinciale.

Grâce aux projets de revalorisation mis de l'avant sur des terres privées, des milieux humides ont été créés sur 10 hectares, améliorés sur 36 hectares et protégés sur 170 hectares par le biais d'ententes de désignation ou de conservation. Les milieux humides et leurs réseaux de milieux humides connexes sont systématiquement examinés et reclassifiés. Cette mise à jour des limites des milieux humides permettra de mieux planifier les efforts de protection et d'amélioration à venir.

## *Comment les lignes directrices du* Cadre d'orientation *ont-elles contribué à la radiation du secteur préoccupant du bras Severn SP et au maintien de l'écosystème local?*

Une fois l'état des habitats du bras Severn déterminé, les lignes directrices du *Cadre d'orientation* ont fourni des repères valables pour faciliter l'orientation des efforts de restauration et de protection des habitats à venir. La cartographie du couvert forestier et l'évaluation des habitats a permis de cibler d'une manière systématique les caractéristiques les plus avantageuses pour les programmes de plantation. L'utilisation de cette information continue de contribuer à orienter les efforts de maintien de la communication avec les propriétaires fonciers.

On a fourni aux municipalités des évaluations de l'habitat conçues pour être intégrées à leurs stratégies de patrimoine naturel, à leurs plans officiels, à leurs règlements de zonage ou, encore, à leurs processus de prises de décisions concernant des propositions individuelles d'aménagement du territoire.

Comme l'analyse menée dans le cadre du plan d'assainissement est basée sur la première édition du *Cadre d'orientation*, les données concernant l'étendue des habitats de chaque sous-bassin hydrographique pourraient être résumées et soumises à l'examen d'experts en la matière. On s'est fondé en partie sur cette analyse pour déterminer l'état de la restauration et justifier les critères de radiation inclus dans le PA du bras Severn à l'égard des altérations des utilisations bénéfiques de l'habitat. Dans le rapport de l'étape 3 du PABS, on conclut que la restauration réalisée est conditionnelle à une évaluation et à une exécution continues des mesures prescrites. Il n'y a rien d'étonnant à cela. Le développement écologiquement durable des habitats du bras Severn ne dépend-il pas d'une évaluation et d'une gestion continues?

## *Références*


**Craig, R.E. and Black, R. M. 1986.**
Nursery habitat of muskellunge in southern Georgian Bay, Lake Huron, Canada. Am. Fish. Soc. Spec. Publ. No. 15: pp. 79-86.

**Environnment Canada, Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario et Ministère de l'Environnement de l'Ontario. 1998.**
Structure d'orientation de la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs. Comité directeur des plans d'assainissement Canada-Ontario. ISBN 0-662-26577-7.

**Gartner Lee Limited. 1997a.**
Severn Sound Habitat Restoration Strategy: Final Report. Prepared for the corporation of the Township of Tay. 42 pp.

**Gartner Lee Limited. 1997b.**
Wetland and Riparian Targets Pilot Application – Hogg Creek watershed. 46 pp.

**Hudolin, G. 1999.**
Image Rectification & Vegetation Layer Updating Method, Severn Sound Remedial Action Plan Technical Report.

**Long Point Bird Observatory. 1997.**
Marsh bird and amphibian communities in the Severn Sound AOC, 1995-1996. Marsh Monitoring Program Newsletter Supplement.

**McPhail, A. 1999.**
Habitat restoration strategy for Severn Sound: Automated Arcview 3.1 habitat analysis method. Severn Sound Environmental Association Technical Report.

**Minns, C.K., Brunette, P., Stoneman, M., Sherman, K., Craig, R., Portt, C. and Randall, R.G. 1999.**
Development of a fish habitat classification model for littoral areas of Severn Sound, Georgian Bay, a Great Lakes Area of Concern. Can. MS Rep. Fish Aquat. Sci. 2490,ix+86p.

**Randall, R.G., Minns, C.K., Cairns, V.W. and Moore, J.E. 1993**
Effect of habitat degradation on the species composition and biomass of fish in Great Lakes Areas of Concern. Can. Tech. Rept. Fish. Aquat. Sci. No. 1941.

**Randall, R.G., Minns, C.K., Cairns, V.W., Moore, J.E. and Valere, B. 1998.**
Habitat predictors of fish species occurrence and abundance in nearshore areas of Severn Sound. Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 2440.

**Severn Sound Remedial Action Plan (SSRAP). 1993.**
Stage 2 Report: A strategy for restoring the Severn Sound ecosystem and delisting Severn Sound as an Area of Concern. Toronto. ISBN: 0-7778-1168-5

**Severn Sound Remedial Action Plan (SSRAP). 2002.**
Stage 3 Report: The status of restoration and delisting of Severn Sound as an Area of Concern. Prepared by Severn Sound Environmental Association for Environment Canada and the Ontario Ministry of the Environment.

**Sherman, R.K. and McPhail, A. In preparation.**
Status of habitat conditions and restoration strategies for the Severn Sound Area of Concern. Severn Sound Environmental Association Technical Report.

**Singer, S., Cheng, T., Scafe, M., Sherman, K., Shiekh, G. and Zaia, W. 1999.**
The groundwater resources of the Severn Sound Remedial Action Plan Area. Severn Sound Remedial Action Plan and the Ontario Ministry of the Environment.

**Tate, D.P. 1998.**
Assessment of the biological integrity of forest bird communities - a Draft Methodology and Field Test in the Severn Sound Area of Concern. Severn Sound RAP Technical Report. Canadian Wildlife Service - Ontario Region.

**Tymoshuk, S.J. and Martin-Downs, D. (Gartner Lee Limited). 1990.**
A biological inventory and evaluation of the Matchedash Bay Provincial Wildlife Area. OMNR, Huronia District and Parks and Recreational Areas Section, Central Region, Aurora. Open File Ecological Report 9003. 117 pp.

**Weseloh, D.V., Ryckman, D.P., Pettit, K., Koster, M.D., Ewins, P.J., and Hamr, P. 1997.**
Distribution and abundance of waterbirds in summer in Severn Sound (Georgian Bay), Lake Huron: an IJC Area of Concern. J. Great Lakes Rs. 23(1): pp. 27-35.

**Wilson, W.G. and Cheskey, E.D. 2001a.**
Wye Marsh Important Bird Area Conservation Plan. Canadian Nature Federation, Bird Studies Canada and Federation of Ontario Naturalists.

**Wilson, W.G. and Cheskey, E.D. 2001b.**
Matchedash Bay Important Bird Area Conservation Plan. Canadian Nature Federation, Bird Studies Canada, Federation of Ontario Naturalists.

**Wilson, W.G. and Cheskey, E.D. 2001c.**
Tiny Marsh Important Bird Area Conservation Plan. Canadian Nature Federation, Bird Studies Canada and Federation of Ontario Naturalists.

Photo de Eric Dresser

# Annexe 2

## *Toronto and Region Conservation Authority – Stratégie sur le patrimoine naturel terrestre*

Toronto and Region Conservation Authority a adopté une stratégie sur le patrimoine naturel terrestre qui considère l'ensemble du couvert naturel d'une région (forêts, milieux humides et prairies naturelles) comme un « organisme » vivant et non comme un ensemble de sites individuels, dont certains peuvent être jugés « importants ». Cette approche est fondée sur les critères suivants :

- quantité (pourcentage de couvert naturel dans une région)
- qualité (dimensions et formes moyenne des îlots et « influence matricielle »)
- distribution (distribution de cette quantité et de cette qualité de couvert naturel).

## *Étalonnage*

La méthode d'évaluation de l'état des systèmes naturels peut être en quelque comparée à une méthode d'étalonnage pour les deux raisons suivantes :

- un étalon (îlot individuel) est utilisé pour évaluer la qualité (taille, forme et influence matricielle)
- chaque îlot du territoire relevant de la compétence de l'Office de protection de la nature de Toronto et de ses environs est coté individuellement mais la cote obtenue est étalonnée en fonction de l'ensemble des îlots boisés du territoire.

Ainsi, on peut évaluer la qualité moyenne d'un écosystème naturel d'une vaste région (comme un territoire relevant de la compétence de Toronto and Region Conservation Authority ou le SP de la Communauté urbaine de Toronto) et la mettre à l'échelle d'un bassin hydrographique, d'une municipalité, d'un sous-bassin hydrographique et d'un site individuel. Employer un îlot comme étalon dans un ensemble régional permet de voir comment des stratégies et des mesures peuvent être utilisées en combinaison, et ce, aussi bien à une petite échelle qu'à une grande échelle.

En outre, on peut utiliser les mesures de qualité pour déterminer une cible quantifiable à atteindre pour une qualité moyenne souhaitée à diverses échelles ou une cible de radiation dans le cas de secteurs préoccupants. Ainsi, améliorer la qualité d'un écosystème naturel (dimensions et formes moyennes des îlots et influence matricielle) dans le sous-bassin hydrographique du ruisseau Centreville pourrait avoir une influence positive dans le secteur préoccupant de la Communauté urbaine de Toronto et apporter une contribution quantifiable à une cible de qualité à atteindre pour la radiation du secteur préoccupant.

Cette méthodologie a été élaborée au moment de l'élaboration des lignes directrices PA. Les lignes directrices ont fourni l'appui et l'inspiration nécessaires à cet exercice d'établissement de cibles à diverses échelles des paysages. Un élément majeur de cet exercice est le critère de l'influence matricielle dont il est question précédemment. Plus de détails à ce sujet sont donnés ci-après.

Toronto and Region Conservation Authority est en train de rédiger une stratégie sur le patrimoine naturel terrestre qu'il entend utiliser pour travailler avec ses partenaires/d'autres intervenants et participer à des projets conjoints. Comme le secteur préoccupant de la communauté urbaine de Toronto occupe la plus grande superficie du territoire relevant de la compétence de l'Office, cet exercice conjoint d'établissement de critères de radiation est une composante importante de la stratégie.

## *Influence matricielle*

Sur le plan de la biodiversité, la caractéristique la plus importante d'un îlot est sa taille (Kilgour, 2003), ce qui va de pair avec l'espace requis par des espèces pour trouver les ressources dont elles ont besoin et pour demeurer des populations viables. La deuxième caractéristique est l'influence matricielle. (La forme, à un moindre degré, est également un facteur influant sur la qualité d'un îlot.)

L'influence de matricielle est la mesure de l'influence positive ou négative qu'un îlot subit. L'utilisation des terres adjacentes à un îlot, particulièrement une utilisation urbaine, peut exercer des pressions ou avoir des effets qui ont une incidence profonde sur la biodiversité de cet îlot (Lindenmayer et Franklin, 2002). En revanche, un îlot peut avoir des liens synergiques et bénéfiques avec d'autres couverts naturels dans ses environs et, à un moindre degré, avec des terres agricoles. Autrement dit, la cote attribuée à un îlot pour son influence matricielle reflète la mesure dans laquelle le couvert terrestre environnant et l'utilisation des terres adjacentes menacent l'intégrité et la diversité biologiques d'un îlot ou y contribuent.

Toronto and Region Conservation Authority mesure l'influence matricielle dans un rayon de deux kilomètres autour de chaque îlot. Le rayon d'influence de deux kilomètres peut déborder des limites d'une zone à l'étude (bassin hydrographique ou secteur préoccupant, par exemple) lorsqu'un îlot se trouve près des limites de cette zone. Cette longueur de rayon a été choisie parce :

- c'est une distance qui peut être considérée raisonnable comme aire d'alimentation utilisée par des prédateurs associés à des effets de lisière comme les ratons-laveurs, les renards, les chats sauvages et les vachers (influence négative)
- c'est une distance à l'intérieur de laquelle la plupart des échanges génétiques et des mécanismes de dispersion peuvent se produire pour la plupart des espèces végétales et fauniques (influence positive)
- c'est une distance qui peut être considérée raisonnable par des personnes qui visitent régulièrement une zone naturelle à des fins récréatives ou pour la marche, le cyclisme ou la conduite d'un véhicule (influence négative).

### Cotation de l'influence matricielle d'un îlot

Pour coter l'influence matricielle, on exprime les types de couvert terrestre en tant que pourcentages d'une superficie totale dans un rayon de deux kilomètres autour de la lisière de chaque îlot. Aux fins de ce calcul, on utilise trois catégories de couvert terrestre (naturel, agricole et urbain); chacun reçoit une valeur de base de -1, de 0 ou de 1 sur le gradient d'influence.

Le couvert naturel entourant un îlot, s'il a une influence positive, reçoit une cote de 1. Cette catégorie comprend les principaux types d'habitats tels que les forêts, les milieux humides, les prairies ainsi que l'eau libre sous forme de lacs, de rivières et d'étangs.

Les terres agricoles peuvent avoir des effets négatifs (p. ex. pesticides entraînés dans les eaux de ruissellement), mais elles sont également utilisées par de nombreuses espèces pour leurs déplacements entre les parcelles et entre les éléments du paysage. Elles sont particulièrement utiles aux amphibiens qui doivent se déplacer entre des milieux boisés et des milieux humides. Les terres agricoles reçoivent donc une cote de 0 (point médian d'un continuum).

Cette fonction de connectivité n'est pas offerte à beaucoup d'espèces dans un contexte d'utilisation urbaine des terres. En fait, en raison de la pollution, des ordures, des pressions exercées par les activités récréatives, de la présence de chiens et de chats, d'espèces envahissantes et d'autres influences négatives, les zones urbaines en général peuvent être considérées comme étant nocives pour les habitats naturels. Les terres urbaines reçoivent donc une cote de -1.

Le pourcentage de chaque type de couvert terrestre est mesuré à l'intérieur d'une matrice de deux kilomètres, et chacun est multiplié par la valeur de base. L'addition des trois valeurs résultantes correspond à l'influence matricielle de l'îlot, comme dans l'exemple suivant :

| Type de couvert terrestre | Pourcentage de la matrice | Valeur du type de couvert | Total |
|---|---|---|---|
| Naturel | 40 | +1 | 40 |
| Agricole | 30 | 0 | 0 |
| Urbain | 30 | -1 | -30 |
| | | Cote de l'îlot | 10 |

Dans une perspective de conservation de la biodiversité, l'environnement entourant un îlot serait totalement naturel dans une situation idéale (p. ex. milieu humide à l'intérieur d'un vaste îlot boisé d'un rayon d'au moins deux kilomètres autour du milieu humide) et se verrait attribuer une cote matricielle de 100, tandis que la cote la plus basse serait de -100 pour un îlot naturel entouré de terres urbaines (résidentielles ou industrielles).

### Influence matricielle des systèmes naturels

Les cotes attribués à chaque îlot sont des mesures locales basées des îlots individuels et, lorsque leur moyenne est calculée pour une zone à l'étude, elles peuvent donner un aperçu de l'influence matricielle d'un système naturel dans son ensemble. Qui plus est, la représentation graphique de ces cotes permet d'indiquer les superficies comprises dans une plage de valeurs d'influence matricielle d'un écosystème naturel.

Il faut se rappeler que la valeur attribuée reflète non seulement l'influence urbaine et agricole sur l'écosystème naturel, mais aussi la valeur positive interne du couvert naturel proprement dit. Cette influence matricielle naturelle repose sur un concept d'îlots tirant profit les uns des autres et d'éléments de l'écosystème naturel reliés entre eux à l'échelle du paysage. La combinaison des utilisations des terres (naturelles, agricoles, urbaines) dans cette mesure montre jusqu'à quel point planification de l'aménagement du territoire joue un rôle déterminant dans la biodiversité du paysage.

### Valeurs matricielles en contexte

Ce qu'il importe de souligner, c'est que la méthode de Toronto and Region Conservation Authority repose sur trois attributs égaux. Ces mesures de qualité (taille, forme et matrice) ne sont utiles que si elles sont utilisées par rapport à l'étendue et à la distribution du couvert naturel dans le paysage. Par exemple, il serait sans doute approprié d'attribuer à un écosystème naturel couvrant au total 20 % d'un bassin hydrographique principalement agricole une valeur moyenne d'influence matricielle, surtout s'il comporte des îlots regroupés en une masse compacte dans une zone du bassin hydrographique. Cependant, ce couvert naturel ne serait pas assez étendu et assez bien distribué pour que soit remplie la fonction souhaitée de biodiversité et d'écosystème dans ce bassin hydrographique.

Pour plus d'information sur la Stratégie sur le patrimoine naturel terrestre de Toronto and Region Conservation Authority et sur la mesure de l'influence matricielle, il suffit de communiquer avec l'Office au (416) 661-6600.

## *Références*

**Kilgour. 2003.**
Landscape and patch character as a determinant of occurrence of eighty selected bird species in the Toronto area. Unpublished.

**Lindenmayer, David B. and Jerry F. Franklin. 2002.**
Conserving forest biodiversity: A comprehensive multiscaled approach. Washington, DC. Island Press. 351 pp.

# Annexe 3

## *Application du Cadre d'orientation à l'aménagement du territoire*

Le *Cadre d'orientation* a été conçu à l'origine pour orienter la façon de restaurer (ou de retirer de la liste) des secteurs préoccupants (SP) du bassin des Grands Lacs. Sa mise en œuvre a fait l'objet d'un examen en 2002, ce qui a permis de constater qu'il avait été appliqué dans neuf SP et que plusieurs autres SP avaient employé les lignes directrices pour l'établissement de critères de radiation. Dans la pratique, on utilise le Système d'information géographique (SIG) pour représenter graphiquement l'état actuel des habitats et établir une comparaison avec l'état souhaité du *Cadre d'orientation*. Les cartes résultantes sont employées pour cibler avec exactitude les endroits qu'il conviendrait de restaurer (voir l'approche du SP du bras Servern à l'annexe 1).

Un intérêt a été exprimé envers l'intégration des lignes directrices du *Cadre d'orientation* pour la protection et la restauration des habitats au processus municipal d'aménagement du territoire. Le but de la présente annexe est d'examiner la façon dont le *Cadre d'orientation* peut faire progresser la protection des habitats à l'intérieur des SP, et même au-delà, lorsqu'il est combiné au processus d'aménagement du territoire.

Les concepts écologiques utiles à la conservation des paysages naturels morcelés du sud de l'Ontario peuvent s'articuler autour de certains thèmes, dont ceux de la conservation des paysages, de la restauration des habitats et du remplacement des écosystèmes (Riley et Mohr, 1994). À compter des années 1970, les municipalités de l'Ontario ont essayé de protéger des zones naturelles en désignant des Zones importantes et sensibles sur le plan environnemental (ZISE) dans leurs plans officiels. En outre, nombre de ces plans incluent maintenant des politiques visant expressément à protéger des milieux humides ayant une importance provinciale, des plaines d'inondation et les terres aux environs de l'Escarpement de Niagara. Le travail fait par le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario au milieu des années 1990 (Riley et Mohr, 1994), dans le cadre duquel on a cerné un réseau de nœuds clés reliés par des couloirs et des besoins en matière de restauration, a aussi fait progresser la planification des réseaux du patrimoine naturel.

Une évolution dans la protection des zones naturelles est survenue quand on s'est aperçu qu'on peut difficilement protéger les ZISE, ces îlots de verdure étant trop petits pour soutenir des populations viables d'espèces sauvages. Souvent, ces zones ont été désignées comme étant importantes sur le plan environnemental parce qu'elles abritaient des espèces rares; mais se concentrer principalement sur des espèces rares a fait chuter le nombre d'espèces plus communes qui ont été ignorées jusqu'à ce qu'elles soient elles aussi désignées comme étant rares. Par ailleurs, une approche axée sur les espèces rares ne permet pas d'expliquer l'interdépendance d'espèces indigènes considérées comme des composantes intégrales d'un écosystème sain.

Beaucoup de régions de l'Ontario ont connu une perte d'habitats importante. Or, l'identification et la désignation des réseaux du patrimoine naturels dans les plans officiels ne visent toujours qu'à protéger ce qui existe déjà, et ce, sans considération de ce qui pourrait ou devrait exister. La présente annexe établit un lien entre la protection des habitats et leur restauration, un lien qui devrait assurer la viabilité à long terme de systèmes de patrimoine naturel écologiquement intègres.

## *Comment le Cadre d'orientation peut-il être intégré au processus d'aménagement du territoire?*

Des applications proposées sont examinées ci-après à la lumière d'exemples de pratiques d'aménagement du territoire, le cas échéant. Voici des façons d'intégrer le *Cadre d'orientation* aux plans d'aménagement du territoire des municipalités de l'Ontario :

- combiner les philosophies de protection et de restauration dans les plans officiels
- élaborer un langage spécifique aux politiques de planification officielle
- concevoir une approche axée sur la mise en valeur des réseaux du patrimoine naturel
- valider scientifiquement les politiques sur la protection des boisés, des milieux humides et d'autres caractéristiques du paysage.

### Combiner les philosophies de protection et de restauration dans les plans officiels

Nombre de plans officiels contiennent des paragraphes d'introduction qui donnent le ton des politiques en vigueur. Ainsi, dans le plan officiel (1995) de la région de Hamilton-Wentworth (Regional Municipality of Hamilton-Wentworth, 1998), on trouve un préambule à la section intitulée « Natural Setting » qui reflète la vision élaborée par le groupe d'étude sur le développement durable de la municipalité :

> *Il existe dans la municipalité de Hamilton-Wentworth des zones naturelles d'importance variable ainsi que des endroits où l'habitat naturel dégradé a le potentiel d'être écologiquement amélioré ou restauré…*
>
> (Traduction par l'anglais)

Un préambule de ce genre, inspiré des lignes directrices du *Cadre d'orientation*, peut refléter l'état actuel d'une stratégie sur le patrimoine naturel, faire état des lignes directrices du *Cadre d'orientation* et témoigner d'un intérêt stratégique à ne pas perdre certains habitats pendant qu'on en restaure d'autres en vue d'atteindre des cibles établies à l'échelle locale. Une telle stratégie peut donner lieu à l'élaboration de politiques de protection des habitats accompagnées de politiques prévoyant des objectifs de restauration. Un tableau décrivant les habitats dans leur état actuel, des cibles locales et des résultats escomptés de la restauration pourraient être inclus.

Définir une politique est un art autant qu'une science, et quand les planificateurs municipaux font preuve de créativité, cela donne souvent lieu à des initiatives stratégiques novatrices. Le paragraphe suivant illustre bien ce concept, quoiqu'il aurait un caractère plus local et précis dans les faits :

> *Notre stratégie municipale du patrimoine naturel actuelle incorpore les meilleurs habitats restants dans la municipalité, ce qui comprend des nœuds clés et les couloirs qui les relient. Le Cadre d'orientation de la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs décrit les quantités souhaitées d'habitats nécessaires au maintien de l'intégrité écologique. À la lumière des commentaires reçus de la communauté, nous avons élaboré une stratégie municipale sur la biodiversité qui décrit l'état actuel des habitats inclus dans la stratégie sur patrimoine naturel, compare l'état de ces habitats à l'état souhaité dans le Cadre d'orientation et établit des cibles locales à atteindre pour assurer pour la protection et la restauration des habitats conformément aux lignes directrices du Cadre d'orientation. Les politiques énoncées dans la présente section témoignent de l'intérêt que manifeste la communauté envers la protection et la restauration de la biodiversité de la municipalité en utilisant des cibles tirées du Cadre d'orientation. La carte 1 (annexe A) décrit les endroits à privilégier pour la restauration du réseau du patrimoine naturel de la municipalité.*

### Élaborer un langage spécifique aux politiques de planification officielle

Des municipalités pourraient extraire certains lignes directrices du *Cadre d'orientation* et les intégrer à leurs plans officiels. Ainsi, la Ville de Windsor a voulu aménager un couloir de verdure le long de la rivière Sainte-Claire et a élaboré une politique visant à limiter la superficie des surfaces imperméables dans les Central Riverfront Park Lands (pourcentage total d'imperméabilité inférieur à 15 %) qui reflétait le pourcentage indiqué dans les lignes directrices du *Cadre d'orientation* publié à ce moment-là (City of Windsor, non daté).

### Concevoir une approche axée sur la mise en valeur des réseaux du patrimoine naturel

En Ontario, la *Loi sur l'aménagement du territoire*, la Déclaration de principes provinciale et les directives de mise en œuvre connexes contiennent les principales exigences à inclure dans les plans officiels municipaux. Soulignons qu'il s'agit d'exigences minimales et que les municipalités sont invitées à aller au-delà des exigences prévues dans la Déclaration de principes provinciale lors de l'élaboration de leurs plans officiels (voir la mise en garde ci-après).

La section 2.3 de la Déclaration de principes contient des politiques sur le patrimoine naturel concernant les régions boisées, les habitats fauniques, les milieux humides, les couloirs lotiques, les zones d'intérêt naturel et scientifique, les habitats du poisson et les portions importantes de l'habitat d'espèces en voie de disparition ou menacées. Le manuel de référence du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario décrit une stratégie du patrimoine naturel qui vient appuyer la section 2.3.3 de la Déclaration de principes provinciale : « la diversité des éléments naturels d'une zone et les liens naturels qui existent entre eux devraient être maintenus – et même améliorés si cela est possible ».

La plupart des municipalités ont conçu, ou sont en train de le faire, une stratégie sur le patrimoine naturel qui, dans la plupart des cas, ne satisfait pas aux lignes directrices optimales du *Cadre d'orientation* (c.-à-d. moins de 30 % du couvert forestier, petites quantités de forêt intérieure, îlots boisés de petite taille, moins de 10 % milieux humides, faibles quantités de végétation riveraine). Comme cela a été fait pour les secteurs préoccupants, les municipalités devraient apparier l'état actuel des habitats à une stratégie future comportant des cibles locales inspirées des lignes directrices du *Cadre d'orientation*. À titre d'exemple d'intégration de ces lignes directrices à une politique municipale, mentionnons l'ajout aux plans officiels municipaux d'une stratégie sur le patrimoine naturel renvoyant à une carte prospective illustrant des sites de restauration possibles.

### Valider scientifiquement les politiques sur la protection des boisés, des milieux humides et d'autres caractéristiques du paysage

Le *Cadre d'orientation* a été employé comme document d'orientation pour l'établissement des critères requis aux fins de la protection des régions boisées d'intérêt dans la municipalité régionale de Halton (Gartner Lee Limited, 2002). Parmi les critères tirés du *Cadre d'orientation*, mentionnons la taille des îlots boisés, la distance à partir de la lisière et la connectivité des éléments du paysage.

Le *Cadre d'orientation* a été également employé pour guider la planification des efforts de protection des habitats de la localité de Willoughby en banlieue de Langley, en Colombie-Britannique (Astley, 2003). Willoughby est une zone qui fait face à une expansion de la construction domiciliaire. Les lignes directrices du *Cadre d'orientation* ont été employées pour assurer l'intégration de valeurs sur les espèces sauvages aux plans de quartier. En raison du morcellement des habitats locaux, les auteurs ont utilisé les lignes directrices pour suggérer de préserver les plus grands îlots restants et les quelques milieux humides qui subsistent.

## *Limitations possibles*

On a récemment établi une comparaison entre les stratégies sur le patrimoine naturel de la Déclaration de principes provinciale, le règlement en application de la *Loi sur la conservation de la moraine d'Oak Ridges* et les lignes directrices du *Cadre d'orientation*. Cette comparaison a permis de constater qu'en général les lignes directrices du *Cadre d'orientation* sont davantage axées sur la protection que les autres politiques (Rowe, 2002). Cependant, les deux politiques provinciales ont un caractère légal et doivent être obligatoirement respectées par les municipalités. Les lignes directrices du *Cadre d'orientation* ne sont toujours pas assorties de pouvoirs législatifs, bien qu'elles aient déjà été employées de façon exécutoire, comme en témoigne les exemples mentionnés précédemment.

Bien que les municipalités soient invitées à se servir de la Déclaration de principes provinciale comme d'une norme minimale de planification dans le cadre de l'élaboration de leurs politiques, les planificateurs doivent envisager la possibilité qu'un conseil municipal de l'Ontario conteste des politiques qui s'écartent des normes provinciales. Il se pourrait qu'en de pareilles circonstances on décide de restreindre l'utilisation des lignes directrices du *Cadre d'orientation* dans les plans officiels.

## *Références*


**Astley, Caroline. 2003.**
Willoughby Habitat Status Report. Langley Environmental Partners Society.

**City of Windsor. Undated.**
City of Windsor Official Plan, Vol. II Special Policy Areas, Policy 1.13.13 (e).

**Gartner Lee Limited. 2002.**
Rationale and Methodology for Determining Significant Woodlands in the Regional Municipality of Halton: Technical Background Paper #6. Regional Municipality of Halton.

**Ontario Ministry of Natural Resources. 1999.**
Natural Heritage Reference Manual For Policy 2.3 of the Provincial Policy Statement. Ontario Ministry of Natural Resources, Peterborough. 127 pp.

**Regional Municipality of Hamilton-Wentworth. 1998.**
Towards a Sustainable Region: Hamilton-Wentworth Official Plan.

**Riley, J.L. and P. Mohr. 1994.**
The natural heritage of southern Ontario's settled landscapes. A review of conservation and restoration ecology for land-use and landscape planning. Science and Technology Transfer, Technical Report TR-001. Ontario Ministry of Natural Resources, Southern Region. Aurora. 78 pp.

**Rowe, Steven. 2002.**
Relating the Habitat Framework Approach to the Provincial Policy Statement and the Oak Ridges Moraine Conservation Plan. A presentation at the December 2002 Great Lakes Sustainability Fund Sharing Experiences workshop.




Photo de Graham Bryan

# Annexe 4

## *Établissement de cibles pour les populations de poissons - Toronto and Region Conservation Authority*

L'orientation en matière de gestion des cours d'eau ou des sous-bassins hydrographiques est souvent basée sur l'état actuel d'une population de poissons. Lorsqu'un système aquatique n'est pas gravement perturbé, on peut s'attendre à ce que l'état actuel de ses populations de poissons corresponde à leur état historique, et on peut utiliser cette information pour la gestion des cours d'eau ou des sous-bassins hydrographiques. Toutefois, dans bien des cas, les populations de poissons ont été dégradées par des pratiques antérieures ou actuelles d'utilisation des terres, et elles peuvent ne plus correspondre aux populations qui étaient présentes à l'origine dans un cours d'eau ou à celles qu'on pourrait s'attendre à y trouver dans le futur.

Ainsi, dans le bassin hydrographique de la rivière Rouge, la majeure partie des populations de poissons est composée d'espèces d'eau chaude, bien que certaines espèces d'eau tempérée y soient aussi présentes. Toutefois, les caractéristiques fondamentales du bassin hydrographique (p ex. formations superficielles et débit de base) indiquent que des salmonidés migrateurs pourraient y vivre, bien que l'on n'en dénombre aucun à l'heure actuelle. Grâce au transfert de truites adultes dans des habitats convenant à la fraye, la reproduction a été un succès. Dans cet exemple, le premier facteur qui faisait obstacle à l'établissement de cette population de poissons était l'incapacité des salmonidés à trouver un habitat approprié en raison de barrières migratoires; le deuxième facteur était la température de l'eau.

Le bassin hydrographique de la rivière Rouge peut supporter des espèces d'eau froide depuis qu'on a planté une végétation riveraine qui fait de l'ombre au cours d'eau, et ce, conformément à l'une des recommandations en matière de revalorisation. Si l'évaluation de ce bassin hydrographique n'avait pas inclus une analyse de ses caractéristiques fondamentales, les populations de poissons n'auraient été gérées qu'en fonction de besoins des espèces d'eau chaude, et elles n'auraient sans doute jamais atteint leur potentiel historique.

Ce *Cadre d'orientation* général découle de l'approche adoptée par l'Office de protection de la nature de Toronto et de ses environs pour la planification de la gestion des populations de poissons des bassins hydrographiques des rivières Rouge, Don et Humber. Plutôt que de fonder la planification sur des populations de poissons actuelles souvent dégradées, l'Office a établi des cibles en fonction de certaines attentes relatives aux populations de poissons. L'approche repose sur trois types d'information :

- connaissance des caractéristiques fondamentales ou sous-jacentes du bassin hydrographique ou du sous-bassin hydrographique (zone de drainage, géologie des formations superficielles, débit) et des populations de poissons historiquement présentes;
- connaissance de ce que supporte actuellement l'écosystème (population de poissons actuelles) et aperçu de l'état du écosystème;
- connaissance des facteurs ayant présentement une incidence sur l'écosystème et de leur importance relative.

Il est important que les cibles établies reposent en partie sur une évaluation de l'état historique des populations de poissons, ce qui suppose un examen des caractéristiques fondamentales du bassin hydrographique (p. ex. géologie des formations superficielles). Ces caractéristiques donnent une indication de ce qu'un système sain pourrait supporter. Sans ce point de référence, les décisions de gestion sont basées sur un état actuel qui peut être déjà dégradé. Plus l'état actuel est proche de l'état historique, plus un écosystème sera sain et moins il sera dégradé; en revanche, un écosystème qui s'écarte de manière importante de son état historique est nécessairement moins sain. Lorsqu'un écosystème se dégrade lentement, le point de référence utilisé pour déterminer les espèces qu'il pourrait soutenir varie au cours du temps, tout comme la perception de son état de santé. Le point de référence historique est essentiel, car il assure le maintien d'une certaine continuité dans la perception de la santé des écosystèmes.

Dans certains écosystèmes extrêmement dégradés, le retour à un état historique peut sembler impossible; dans d'autres écosystèmes moins dégradés, l'état historique peut être raisonnablement atteint. Ainsi, le ruisseau Taylor/Massey est un affluent très dégradé du bassin hydrographique de la rivière Don, où il y a déjà eu de la truite et du saumon. Approximativement 25 % de ce sous-bassin hydrographique est constitué de sols à texture grossière qui permettent l'infiltration. Les tronçons médians et d'aval de cet affluent auraient déjà abriter l'omble de fontaine et le saumon de l'Atlantique, mais seules les quatre espèces de poissons suivantes y subsistent actuellement : le mené de lac, le meunier noir, le naseaux noir et le vairon à grosse tête. Cette situation découle d'une urbanisation généralisée et de l'absence de contrôle du ruissellement pluvial (en raison de l'ancienneté de l'aménagement domiciliaire).

L'objectif à atteindre pour ces tronçons est d'améliorer l'état de l'écosystème afin que des espèces telles que le raseux-de-terre et le chabot tacheté puissent y vivre. En amont, où aucun poisson n'est présent, l'objectif à court terme est l'introduction d'une population de poissons qui tolère la pollution. À plus long terme, à mesure que la revalorisation de l'habitat progressera, on pourrait introduire des espèces plus sensibles. Dans cet exemple, l'état historique a fourni un contexte et une orientation pour la gestion, tandis que l'état actuel a permis de moduler les attentes par rapport à ce qui pouvait être raisonnablement accompli.

D'après la documentation disponible et les travaux réalisés sur les bassins hydrographiques des rivières Rouge, Don et Humber, on a préparé un guide sur l'établissement de cibles pour les populations de poissons (voir le tableau 1 de l'annexe 4) à l'intention des gestionnaires. Ce guide général a été préparé à partir de renseignements disponibles sur les cours d'eau du sud de l'Ontario et pourrait donc ne pas s'appliquer à d'autres zones. La zone de drainage sert de mesure pour la taille d'un cours d'eau et pour la diversité de son habitat. D'après la théorie des cours d'eau, la complexité des habitats d'un cours d'eau est proportionnelle à sa taille; plus un cours d'eau est de dimension importante, plus il peut abriter d'espèces de poissons.

Steedman (1988) a quantifié la relation entre le nombre d'espèces indigènes présentes et la zone de drainage de cours d'eau du sud de l'Ontario. Il a également établi des attentes concernant la diversité des espèces dans le réseau trophique. Les nombres prévus d'espèces indigènes figurant au tableau 1 de l'annexe 4, les catégories de bassins de drainage (selon la taille) et la composition du réseau trophique souhaitée sont issus des travaux de Steedman.

Le pourcentage de sols grossiers présents dans une zone de drainage est un élément auxiliaire du débit d'un cours d'eau. Les sols représentent un des facteurs déterminants du ruissellement, de l'infiltration et de l'émergence des eaux souterraines. Plus les sols sont grossiers, plus le potentiel de ruissellement est faible et plus le potentiel d'infiltration et d'émergence des eaux souterraines vers les cours d'eau locaux est élevé. Les cours d'eau ayant un bassin hydrographique affichant un pourcentage élevé de sols grossiers ont généralement un débit de base élevé et leur débit fluctue moins pendant un orage. Portt et King (1989) mentionnent, dans leur analyse documentaire, que les particularités physiographiques et leurs paramètres géologiques connexes influent sur l'état des cours d'eau et sur la présence/l'absence d'espèces de truites. Selon Neilson *et al.* (1992), la présence ou l'absence d'espèces de truites serait liée à l'historique géologique d'une zone.

Les formations superficielles et les sols sont des mesures importantes des caractéristiques fondamentales d'un bassin versant. Les formations superficielles et les sols ont beau être recouverts d'un revêtement ou d'autres aménagements, ils ne sont pas disparus pour autant. La connaissance de la géologie et des sols donne une idée des fonctions que remplissait un cours dans le passé. Mais comme les sols et la géologie sont des éléments auxiliaires du régime d'écoulement actuel d'un cours d'eau, certaines situations peuvent parfois induire en erreur.

Par exemple, le ruisseau Robinson est un petit affluent d'eau froide du bassin hydrographique de la rivière Rouge qui prend son origine dans les sols argileux de la plaine de la rivière Peel et qui devrait présenter les caractéristiques d'un cours d'eau chaude. Toutefois, à l'endroit où le ruisseau traverse la moraine pour rejoindre la rivière Rouge, il croise une zone d'eau souterraine émergente. La quantité d'eau souterraine est suffisante pour avoir un effet modérateur sur la température de l'eau et pour stabiliser le débit du cours d'eau. À cet endroit, le ruisseau pourrait

même supporter une petite montaison de salmonidés migrateurs. Ainsi, les sols et la géologie ne devraient pas être utilisés isolément mais plutôt conjointement avec d'autres mesures relatives aux cours d'eau, comme le débit de base et l'état historique des populations de poissons.

L'indice de débit de base est dérivé d'indices de la qualité de l'habitat (*Habitat suitability Indices- HSI*) élaborés aux États-Unis (Raleigh, 1982; Raleigh *et al.* 1986). Cet indice est obtenu en divisant le débit de base moyen par le débit journalier moyen d'une année. L'indice est une mesure du débit de base par rapport au débit annuel, et il donne une indication de la stabilité du régime d'écoulement des eaux. Un cours d'eau avec un indice de débit de base élevé présente peu de fluctuations de débit lors d'orages. Le débit de base occupera une grande partie du chenal et les températures de l'eau tendront à être faibles. Les cours d'eau présentant ces caractéristiques pourraient supporter des espèces d'eau froide.

Un cours d'eau affichant un faible indice de débit de base tend à fluctuer lors d'orages. Le débit de base n'occupe qu'une petite partie du chenal et les températures de l'eau tendront à être élevées. Les cours d'eaux présentant ces caractéristiques pourraient supporter une population de poissons d'eau chaude. Il y a aussi des cours d'eau affichant un indice de débit de base modéré. Ce sont les conditions locales qui déterminent si ces cours d'eau peuvent supporter des espèces d'eau chaude ou d'eau froide.

Il faut faire preuve de prudence quand on utilise l'indice de débit de base à lui seul, car celui-peut être modifié par l'utilisation des terres. De plus, il peut y avoir des différences entre les d'un cours d'eau selon l'endroit où émergent les eaux souterraines dans la zone de drainage. Par exemple, dans un ruisseau où un phénomène d'émergence des eaux souterraines se produit dans la partie la plus en amont de son cours supérieur, les tronçons du cours inférieur peuvent toujours afficher un indice de débit de base élevé et ne pas présenter d'importantes fluctuations du débit, mais il se peut que les températures de l'eau demeurent élevées en raison de la distance parcourue par les eaux souterraines dans le ruisseau et du réchauffement résultant.

Ainsi, le débit de base du cours inférieur du ruisseau Duffins (ouest) est de 23 %. Ce ruisseau devrait donc se trouver dans la partie supérieure de la gamme de températures propices aux espèces d'eau tempérée et au seuil de la norme pour la truite et au saumon. Cependant, le cours inférieur du ruisseau intercepte une zone d'émergence des eaux souterraines qui alimente suffisamment le cours d'eau pour refroidir l'eau et fournir un refuge d'été à la truite arc-en-ciel qui fraie à cet endroit. L'indice de débit de base est un outil qui devrait être utilisé conjointement avec les caractéristiques des sols et des formations superficielles.

Lorsque des espèces de poissons indicatrices sont utilisées conjointement avec des paramètres physiques (p. ex. zones de drainage, indice de débit de base, sols/géologie des formations superficielles), on peut avoir une idée des fonctions historiques d'un cours d'eau. Si l'on utilise la série de paramètres décrits ci-dessus, l'habitat d'un bassin hydrographique peut être divisé en tronçons dotés de caractéristiques similaires et associé à une population de poissons en particulier. Ces paramètres donnent une idée du type de populations de poissons qui pourraient être présentes, des espèces indigènes qui pourraient être présentes et du réseau trophique. Voir le tableau suivant.

**Annexe 4 – Tableau 1. Cadre d'orientation à utiliser pour l'établissement de cibles de populations de poissons**

| Taille du bassin hydrographique | Petit : moins de 10 km² | | | Moyen : de 10 à 200 km² | | | Grand : plus de 200 km² | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Pourcentage de sols grossiers par zone de drainage | Élevé > 25 % | Modéré 10 à 25 % | Faible 0 à 10 % | Élevé > 25 % | Modéré 10 à 25 % | Faible 0 à 10 % | Élevé > 25 % | Modéré 10 à 25 % | Faible 0 à 10 % |
| Indice de débit de base | > 20 % | 10 à 20 % | 0 à 10 % | > 20 % | 10 à 20 % | 0 à 10 % | > 20 % | 10 à 20 % | 0 à 10 % |
| Populations de poissons présentes à l'origine | La truite et le saumon sont présents | La truite, le saumon auraient pu être présents | Pas de truite, de saumon ou migration seulement | La truite et le saumon sont présents | La truite, le saumon auraient pu être présents | Pas de truite, de saumon ou migration seulement | La truite et le saumon sont présents | La truite, le saumon auraient pu être présents | Pas de truite, de saumon ou migration seulement |
| **Attente** | | | | | | | | | |
| Catégorie d'habitat | Eau froide | Eau Tempérée | Eau chaude | Eau chaude | Eau tempérée | Eau chaude | Eau froide | Eau tempérée | Eau chaude |
| Total des espèces indigènes | <8 | <8 | < 8 | 8 à 18 | 8 à 18 | 8 à 18 | > 18 | > 18 | > 18 |
| Nombre d'espèces de chabot-dart | 3* | 3* | 3* | 3 à 7 | 3 à 7 | 3 à 7 | > 7 | > 7 | > 7 |
| Nombre d'espèces de malachigan/truite | 2* | 2* | 2* | 3 à 5 | 3 à 5 | 3 à 5 | > 5 | > 5 | > 5 |
| Nombre d'espèces de meunier noir/de barbue de rivière | 2* | 2* | 2* | 2 à 4 | 2 à 4 | 2 à 4 | > 4 | > 4 | > 4 |

* *Le nombre d'espèces présentes ne devrait pas dépasser ces valeurs.*

## *Application du Cadre d'orientation*

Pendant la conception d'un plan de pêche pour la rivière Humber, sept catégories d'habitat ont été définies en utilisant l'approche du *Cadre d'orientation* (voir le tableau 2 de l'annexe 4). Pour chaque catégorie, on a défini une attente vis-à-vis d'une fonction reliée aux caractéristiques physiques du cours d'eau et de la population de poissons qui devrait être présente. Ces catégories fournissent la référence à laquelle on compare la population de poissons actuelle pour déterminer des effets antérieurs ou actuels, des exigences en matière de revalorisation et, enfin, des cibles pour les populations de poissons.

Afin d'avoir une meilleure idée de l'état de santé des populations de poissons dans chaque catégorie d'habitat, on a utilisé l'indice d'intégrité biotique (Index of Biotic Integrity – IBI). Cet indice a été adaptée pour le sud de l'Ontario par Steedman (1988). Il comprend 10 mesures de la population de poissons sur un site et permet d'établir une comparaison entre divers sites ou en fonction d'une échelle générique d'intégrité. La population de poissons d'un site est basée sur le total obtenu pour cinq sous-indices (diversité des espèces, espèces indicatrices locales, etc.) et d'autres sous-indices allant d'un minimum de 10 à un maximum de 50.

Pour la rivière Humber, les valeurs obtenues se situent 9 et 45, où de 9 à 20 correspond à faible, de 21 à 27 à moyen, de 28 à 37 à bon, et de 38 à 45 à très bon. (Pour le bassin hydrographique de la rivière Humber, l'indice d'intégrité biotique de Steedman a du être adapté en fonction des données qui étaient disponibles et il a fallu supprimer un sous-indice.) Les données du bassin hydrographique de la rivière Humber indiquent que 57 % des postes échantillonnés affichaient des valeurs faibles ou moyennes et que les autres postes (43 %) affichaient des valeurs bonnes ou très bonnes. Seul un poste affichait des valeurs très bonnes. Bien que l'on considère que le bassin hydrographique de la rivière Humber est en meilleure condition que d'autres bassins hydrographiques du secteur préoccupant de la Communauté urbaine de Toronto, il demeure très touché.

**Annexe 4 – Tableau 2. Caractéristiques des catégories d'habitat utilisées dans le plan de gestion des pêches de la rivière Humber**

| Catégorie d'habitat | Description |
|---|---|
| Petit cours d'eau, eau froide | Zones de drainage < 10 km²; principalement des affluents de premier et deuxième ordre; la plupart sont permanents, certains sont intermittents dans leur cours supérieur; prennent principalement naissance à l'Escarpement du Niagara et dans la moraine d'Oak Ridges; la plupart des pentes > 1 %; sols grossiers dans la zone de drainage; débit stable et eaux constamment froides en raison de l'émergence d'eaux souterraines. |
| Petit cours d'eau, eau chaude | Zones de drainage < 10 km²; principalement des affluents de premier et deuxième ordre; une grande proportion sont intermittents, prennent principalement leur source dans la plaine de la rivière Peel; la plupart des pentes sont de 0,3 à 10 %; sols argileux avec peu d'émergence d'eaux souterraines; fluctuation des températures de l'eau et des débits. |
| Cours d'eau intermédiaire, eau froide | Zones de drainage de 10 à 300 km²; principalement des cours d'eau de troisième et quatrième ordre; draine la moraine d'Oak Ridges et l'Escarpement du Niagara; pentes de 0 à 0,3 %; écoulement permanent; divers types de sol; débit et températures de l'eau relativement stables en raison d'eaux froides provenant d'affluents en amont. |
| Cours d'eau intermédiaire, eau chaude | Zones de drainage de 10 à 300 km²; principalement des cours d'eau de troisième et quatrième ordre; draine la plaine de la rivière Peel; pentes de 0 à 0,3 %; certains cours d'eau s'assèchent ou deviennent des mares stagnantes en été; fluctuations du régime d'écoulement et des températures de l'eau à cause du faible débit de base. |
| Grand cours d'eau | Zones de drainage > 300 km²; cours d'eau de cinquième et sixième ordre; écoulement permanent; fluctuations du régime d'écoulement des eaux et des températures de l'eau. |
| Estuaire | S'étend sur 3 km vers l'amont depuis l'embouchure; pente très faible (0,03 %); eaux bourbeuses, débit lent, influencé par le niveau de l'eau du Lac Ontario. |
| Lac | Zones avec faible pente à faible dénivellation qui peuvent être de type eutrophe et, dans certains, des lacs de kettle; condition anoxique près du fond, adjacent au cours d'eau ou non; étang, lac de kettle; retenue; réservoir. |

## *Vers une radiation*

Le système de catégories d'habitat et l'approche présentée fournissent un *Cadre d'orientation* que peuvent utiliser les gestionnaires pour fixer des attentes en fonction desquelles ils pourront évaluer l'état actuel de l'écosystème, fixer des cibles pour les populations de poissons et déterminer l'état de santé générale de l'écosystème. Toutefois, la diversité des espèces et de la présence/l'absence de plusieurs espèces indicatrices ne constituent pas à elles seules une mesure de l'état de santé sur lesquelles on peut s'appuyer pour la radiation des cours d'eau d'un secteur préoccupant. Une mesure plus générale de la santé (dont l'indice d'intégrité biotique), utilisée conjointement avec les catégories d'habitat décrites ci-devant et les lignes directrices sur les habitats riverains, peut constituer un outil approprié pour la radiation.

Les catégories d'habitat fournissent un aperçu de la fonction d'un cours d'eau et de la composition de ses populations de poissons, tandis que l'indice d'intégrité biotique est une mesure de l'état de santé d'un écosystème. Pour l'établissement des critères de radiation, on pourrait se baser sur la fonction que remplit un cours d'eau, sur son indice d'intégrité biotique et sur l'atteinte des cibles établies pour les milieux riverains. Ainsi, un cours d'eau pourrait remplir la fonction voulue et avoir une bonne composition générale. Mais il faudrait aussi qu'il atteigne un indice d'intégrité biotique donné et réponde aux cibles établies pour les milieux riverains avant qu'il puisse être radié.

Pour le bassin hydrographique de la rivière Humber, on pourrait établir les cibles suivantes : populations de poissons appropriées pour les catégories d'habitat; 75 % de tous les postes d'échantillonnage affichant un indice d'intégrité biotique de bon à très bon, aucun poste d'échantillonnage affichant un indice d'intégrité biotique « faible »; 75% des berges des cours d'eau de premier, deuxième et troisième ordre avec une végétation riveraine boisée; zone tampon de 30 mètres le long de 75 % des berges des cours d'eau de premier à troisième ordres. Il s'agit de cibles concrètes qui peuvent être associées aux gens par l'intermédiaire des espèces gérées. Elles peuvent également être adaptées à des écosystèmes plus dégradés qui ne peuvent remplir pleinement leurs fonctions.

## *Références*

**Nelson, R.L., W.S. Platts, D.P. Larsen, et S.E. Jensen. 1992.**
Trout distribution and habitat in relation to geology and geomorphology in the North Fork Humbolt River Drainage, Northeastern Nevada. Transactions of the American Fisheries Society. 121: pp. 405–426.

**Portt, C. et S.W. King. 1989.**
A review and evaluation of stream habitat classification systems and recommendations for the development of a system for use in Southern Ontario. Ontario Ministry of Natural Resources. 80 pp.

**Raleigh, R.F. 1982.**
Habitat suitability index models: Brook trout. US Department of Interior. Fish and Wildlife Service FWS/OBS-82/10.24. 42pp.

**Raleigh, R.F. L.D. Zuckerman, et P. Nelson. 1986.**
Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown trout, revised. US Fish and Wildlife Service Biological Report 82 (10.124). 65 pp.

**Steedman, R.J. 1988.**
Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in Southern Ontario. Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 45: pp. 492-500.

**Annexe 4 – Tableau 3. Espèces de poissons présentes à l'origine et actuellement dans les catégories d'habitats du bassin hydrographique de la rivière Humber**

| Catégorie d'habitats* | Espèces trouvées dans une catégorie | Espèces trouvées dans deux catégories | Espèces trouvées dans trois catégories | Espèces trouvées dans quatre catégories | Espèces trouvées dans toutes les catégories |
|---|---|---|---|---|---|
| Toutes les catégories d'habitat | | | | | lamproie de l'est, meunier noir, meunier à tête carrée, méné long, méné laiton, mené des ruisseaux, meunon noir, museau noir, ventre-pourri, vairon à grosse tête, naseux noir, méné de lac, barbotte, épinoche à cinq épines, crapet de roche, crapet-soleil, achigan à petite bouche, achigan à grande bouche, perchaude, dard arc-en-ciel, dard à ventre jaune, dard barré, naseux-de-terre |
| Petit cours d'eau, eau froide | | lamproie du nord, truite arc-en-ciel, omble de fontaine, cyprin doré, mulet perlé | saumon de l'Atlantique, umbre de vase | truite brune, ventre rouge du nord, fondule barré, chabot tacheté | |
| Petit cours d'eau, eau chaude | épinoche à trois épines | grand brochet | umbre de vase, chatte de l'est, méné émeraude, méné paille | ventre rouge du nord, méné bâton, tête rose, naseux de rapides, fondule barré, barbotte jaune, chabot tacheté | |
| Cours d'eau intermédiaire, eau fraîche | Crapet arlequin | truite arc-en-ciel, omble de fontaine, mulet perlé, méné pâle | saumon de l'Atlantique, umbre de vase, chatte de l'est, queue à tache noire, tête à taches rouges, barbotte des rapides | truite brune, ventre rouge du nord, méné bâton, tête rose, naseux de rapides, barbotte jaune, chabot tacheté | |
| Cours d'eau intermédiaire, eau chaude | crapet arlequin | lamproie du nord, carpe, cyprin doré, méné pâle | méné émeraude, queue à tache noire, méné paille, tête à taches rouges, barbotte des rapides | truite brune, ventre rouge du nord, méné bâton, tête rose, naseux de rapides, fondule barré, barbotte jaune, chabot tacheté | |
| Grand cours d'eau | ouitouche, dard noir | grand brochet, carpe | saumon de l'Atlantique, chatte de l'est, méné émeraude, queue à tache noire, méné paille, tête à taches rouges, barbotte des rapides | truite brune, méné bâton, tête rose, naseux de rapides, fondule barré, barbotte jaune | |

* Le tableau n'inclut pas les habitats estuariens et lacustres.

# Annexe 5

## *Évaluation de l'intégrité de la communauté d'oiseaux forestiers : Ébauche d'une méthodologie et essai sur le terrain dans le secteur préoccupant du bras Severn (points saillants du rapport)*

Durant l'été 1997, le Service canadien de la faune a recensé les des oiseaux nicheurs dans le SP du bras Severn (Tate, 1998). Ce recensement avait les objectifs suivants :

- évaluer les lignes directrices sur l'habitat (pourcentage de couvert forestier et plus grand îlot boisé) contenues dans le cadre l'orientation relativement à la composition des espèces d'oiseaux forestiers; émettre des recommandations sur leur utilité;
- déterminer la réponse des populations d'oiseaux forestiers aux efforts de reboisement;
- élaborer des critères de radiation pour les populations d'oiseaux forestiers d'un secteur préoccupant;
- évaluer l'état actuel (intégrité) de la population d'oiseaux forestiers dans le bras Severn et son potentiel de radiation;
- suggérer une méthodologie d'évaluation des populations d'oiseaux forestiers d'autres régions.

Les points saillants de ce travail, combinés aux données obtenues au moyen du SIG et aux analyses statistiques des données de l'*Atlas des oiseaux nicheurs de l'Ontario (Atlas)*, sont fournis dans la présente annexe. L'information sert à valider et à améliorer les lignes directrices sur les habitats forestiers.

## *Évaluation des lignes directrices sur les habitats forestiers*

### Lignes directrices sur le couvert forestier

#### > *Méthodes*

Dans le but de mettre à l'essai les lignes directrices sur le couvert forestier, la base de données sur les oiseaux forestiers de l'*Atlas* a été fusionnée à la base de données d'images-satellites d'Ontario Hydro relatives au couvert forestier du sud de l'Ontario. On a établi des liens entre les espèces et le couvert forestier en effectuant des analyses de régression selon trois différentes échelles (10 000 hectares; 40 000 hectares; 90 000 à 160 000 hectares). Des analyses de régression itérative ont servi à déterminer les seuils de couvert forestier au-delà desquels aucune augmentation de la diversité des espèces (pente) n'était significative.

#### > *Résultats*

Sur une échelle d'un seul carré de l'*Atlas*, ou 10 000 hectares, les analyses indiquent une forte augmentation du nombre des espèces d'oiseaux forestiers qui est proportionnelle à l'augmentation du couvert forestier à l'intérieur d'un carré. Les oiseaux de l'intérieur des forêts affichent la plus importante augmentation et satisfont le mieux au modèle.

Les espèces d'oiseaux de l'intérieur des forêts continuent d'augmenter en nombre jusqu'à ce que le pourcentage de couvert forestier soit d'au moins 35 %. Le pourcentage de couvert forestier qui se situe à plus de 100 mètres de la lisière de la forêt a également un effet léger, mais significatif, lorsque qu'il est combiné au pourcentage de couvert forestier total. Le couvert forestier dense (à plus de 200 mètres de la lisière) ne semble pas apporter une contribution significative à la diversité des espèces de l'intérieur des forêts. Ainsi, le couvert forestier total semble être la plus importante caractéristique pour la diversité des espèces de l'intérieur des forêts et la plus importante des lignes directrices de l'habitat à l'échelle d'un seul carré (10 000 hectares).

Sur une échelle de quatre carrés adjacents de l'*Atlas*, ou 40 000 hectares, le nombre d'espèces observées à l'intérieur des forêts continue d'augmenter en proportion avec le couvert forestier total, jusqu'à ce que celui-ci atteigne un pourcentage d'environ 24 %. À cette échelle, le couvert forestier total est le facteur principal qui détermine le nombre

d'espèces de l'intérieur des forêts que l'on peut s'attendre d'observer; la proportion du couvert forestier à 200 mètres de la lisière est aussi un facteur significatif.

Les interprétations des échelles de neuf carrés adjacents, ou 90 000 hectares, et de 16 carrés adjacents, ou 160 000 hectares, ont été combinées du fait de leur similarité. Le profil observé, c'est-à-dire l'augmentation du nombre d'oiseaux de l'intérieur des forêts proportionnelle à l'augmentation du couvert forestier, tient toujours à ces échelles. Le nombre d'espèces de l'intérieur des forêts continue d'augmenter jusqu'à ce que le couvert forestier atteigne 20 %. Bien que le pourcentage de couvert forestier total et le pourcentage de couvert forestier à 100 mètres de la lisière aient chacun leur importance, aucun ne contribue d'une manière significative à la prévision de la diversité des espèces lorsqu'ils sont inclus à des modèles de régression multiple avec le pourcentage de couvert forestier à 200 mètres de la lisière. Le facteur le plus important dans la prévision de la diversité d'espèces de l'intérieur des forêts à ces échelles est l'étendue de couvert forestier à 200 mètres de la lisière.

La série de tableaux qui suit résume la réponse de deux groupes d'oiseaux – oiseaux forestiers et oiseaux de l'intérieur des forêts – au changement du couvert forestier selon quatre échelles. Il convient de noter l'échelle qui s'applique le mieux à l'unité de planification visée (p. ex. un petit sous-bassin hydrographique ou un bassin hydrographique plus grand).

Le nombre d'oiseaux forestiers prévus par région est de 120 espèces dans le sud-ouest de l'Ontario, de 127 espèces dans le centre-sud de l'Ontario et de 117 espèces dans sud-est de l'Ontario. Une valeur moyenne de 121 espèces a été utilisée aux fins de l'analyse de proportion des espèces prévues d'oiseaux forestiers. Le nombre d'oiseaux de l'intérieur des forêts prévus par région, selon les aires de nidification de l'*Atlas*, est de 31 espèces dans le sud-ouest de l'Ontario, de 37 espèces dans le centre-sud de l'Ontario et de 36 espèces dans le sud-est de l'Ontario. Une valeur moyenne de 34 espèces a été utilisée aux fins de l'analyse de proportion des espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts.

## *Modèles régionaux*

La production d'analyses similaires sur une base régionale pour le sud-ouest, le centre-sud et le sud-est de l'Ontario illustre l'existence de certaines différences régionales. Les régions du centre et de l'est affichent une moyenne beaucoup plus élevée de couvert forestier. La région de l'ouest présente l'augmentation la plus marquée du nombre de tous les oiseaux forestiers et des espèces de l'intérieur des forêts par rapport au pourcentage de couvert forestier. Ce lien semble indiquer que mêmes certains des îlots les plus densément boisés du sud-ouest (zone carolinienne) pourraient soutenir plus d'espèces qu'ils n'en soutiennent actuellement si le nombre d'habitats forestiers étaient plus élevé. Cela indique également l'urgence d'augmenter le couvert forestier dans la zone carolinienne et l'importance de mettre de l'avant des initiatives de reboisement dans cette région, étant donné les avantages incomparables qui en découleraient en termes d'augmentation de la diversité des oiseaux forestiers. Dans les régions du centre et de l'est, le nombre d'espèces intérieures continue d'augmenter jusqu'à ce que le pourcentage de couvert forestier atteigne 34 %. Ce seuil est presque identique à celui de l'ensemble de l'Ontario, qui est estimé à 35 % (selon une échelle d'un seul carré).

Il est intéressant d'examiner l'importance que revêt le couvert forestier selon divers paysages en établissant des comparaisons avec d'autres travaux. Selon une étude réalisée par Freemark et Collins (1992) sur les oiseaux forestiers de quatre paysages comportant des pourcentages différents de couvert forestier en Ontario, au Missouri et en Illinois, la plus importante augmentation du nombre d'espèces en fonction du couvert forestier (pente la plus marquée) se produit dans un paysage affichant le pourcentage de couvert forestier total le plus élevé. La présente étude, en revanche, indique que le nombre total d'espèces présentes augmente le plus dans un paysage ayant le pourcentage de couvert forestier total le moins élevé. Ce résultat fait ressortir la nécessité d'évaluer la diversité sur une grande échelle régionale plutôt que sur la base d'îlots individuels.

## *Lignes directrices relatives à la taille des îlots*

### > *Méthodes*

*On a effectué des recensements dans quatre grands îlots boisés afin de trouver des preuves de la reproduction de toutes les espèces d'oiseaux forestiers et de déterminer la composition de la population d'oiseaux nicheurs (abondance relative). Les sites comprenaient deux îlots composés principalement de feuillus poussant naturellement, une plantation de pins et un îlot mixte composé de pins/de feuillus poussant naturellement. En raison de contraintes logistiques, le site de la plantation n'était pas un îlot boisé isolé; il était continu et présentait une plantation additionnelle et des marais arborés, et sa superficie totale était supérieure à 400 hectares.*

### > *Résultats*

Les deux sites de forêts poussant naturellement affichaient une grande diversité d'espèces d'oiseaux forestiers. Le nombre d'espèces vivant à l'intérieur de la forêt était légèrement plus élevé dans la plantation de pins rouges que sur les autres sites. Soulignons qu'il y a plus d'espèces de l'intérieur des forêts qui sont associées aux conifères (19 espèces) qu'aux feuillus (15 espèces) dans l'habitat forestier de la région du bras Severn.

Aucun des îlots boisés n'abritait tous les oiseaux de l'intérieur des forêts pouvant vivre dans la région. Ces résultats semblent indiquer que pour supporter un groupe complet d'oiseaux forestiers, un îlot boisé de 100 hectares ne suffit pas. Selon l'étude, un îlot de 200 hectares fournit un habitat à plus de 80 % d'espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts vivant dans un habitat de feuillus naturels. Plusieurs grands îlots boisés pourraient supporter de 90 à 100 % des espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts. Dans une zone de forêt où des feuillus et des conifères poussent naturellement, des îlots boisés de 200 hectares sont recommandés pour chaque type forestier afin d'accueillir la totalité ou la plupart des espèces indigènes de l'intérieur des forêts.

## *Effets du reboisement (plantations)*

### > *Méthodes*

*Cinq sites d'observation ont été établis dans les plantations de conifères du SP du bras de Severn. L'âge des plantations variait de 1 à 66 ans. Les sites choisis étaient adjacents à une forêt résiduelle où poussent naturellement des feuillus, généralement des érables à sucre. À chaque site, il y a avait trois postes d'observation alignés perpendiculairement à la lisière de la forêt adjacente : un était situé dans un habitat forestier intérieur naturel; un était situé à la lisière de la forêt/de la plantation; un était situé à l'intérieur de la plantation. Un recensement ponctuel a été effectué aux trois postes de chaque site.*

### > *Résultats*

Le lien le plus important a été établi aux postes situés à l'intérieur de la plantation où le nombre d'espèces de la lisière est passé de cinq dans le site de plantation de 1 an à zéro dans le site de plantation de 66 ans. Inversement, le nombre d'espèces de l'intérieur des forêts est passé de 0 à 3 aux mêmes postes.

## *Références*

**Freemark, K. and B. Collins. 1992.**
Landscape ecology of birds breeding in temperate forest fragments. In D. Finch and P. Stangel, eds. Status and management of neotropical migratory birds. USDA-FS Ge. Tech. Rep. RM-229, 422 pp.

**Tate, D.P. 1998.**
Assessment of the Biological Integrity of Forest Bird Communities: A Draft Methodology and Field Test in the Severn Sound Area of Concern. Canadian Wildlife Service – Ontario Region.

**Annexe 5 – Tableau 1. Réponse prévue de toutes les espèces d'oiseaux forestiers au pourcentage de couvert forestier**

| Pourcentage de couvert forestier | Pourcentage des espèces prévues d'oiseaux forestiers qui sont présentes à des échelles choisies | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 600 km² | 900 km² | 400 km² | 100 km² |
| <5 | 82 | <72 | <65 | <53 |
| 5-10 | 82-86 | 72-77 | 65-70 | 53-57 |
| 10-20 | 86-89 | 77-81 | 70-75 | 57-61 |
| 20-30 | 89-91 | 81-84 | 75-78 | 61-63 |
| 30-40 | 91-93 | 84-86 | 78-80 | 63-65 |
| >40 | >93 | >86 | >80 | >65 |

**Annexe 5 – Tableau 2. Réponse prévue des espèces d'oiseaux de l'intérieur des forêts au pourcentage de couvert forestier**

| Pourcentage de couvert forestier | Pourcentage des espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts qui sont présentes à des échelles choisies | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 600 km² | 900 km² | 400 km² | 100 km² |
| <5 | 60 | <44 | <40 | <26 |
| 5-10 | 60-72 | 44-57 | 40-50 | 26-34 |
| 10-20 | 72-85 | 57-70 | 50-61 | 34-41 |
| 20-30 | 85-92 | 64-77 | 61-67 | 41-45 |
| 30-40 | 92-97 | 77-82 | 67-71 | 45-49 |
| >40 | >97 | >82 | >71 | >49 |



Photo de John Mitchell

**Annexe 5 – Tableau 3. Réponse prévue de toutes les espèces d'oiseaux forestiers au pourcentage de couvert forestier à plus de 100 mètres de la lisière**

| Pourcentage de couvert forestier intérieur | Pourcentage de toutes les espèces prévues d'oiseaux forestiers qui sont présentes à des échelles choisies | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 600 km² | 900 km² | 400 km² | 100 km² |
| <1,0 | jusqu'à 85 | jusqu'à 75 | jusqu'à 69 | jusqu'à 56 |
| 1,0-2,0 | 85-87 | 75-78 | 69-72 | 56-59 |
| 2,0-5,0 | 87-89 | 78-82 | 72-75 | 59-61 |
| 5,0-7,5 | 89-90 | 82-84 | 75-77 | 61-62 |
| 7,5-10,0 | 90-91 | 84-85 | 77-78 | 62-63 |
| >10,0 | >91 | >85 | >78 | >63 |

**Annexe 5 – Tableau 4. Réponse prévue des espèces d'oiseaux de l'intérieur des forêts au pourcentage de couvert forestier à plus de 100 mètres de la lisière**

| Pourcentage de couvert forestier intérieur | Pourcentage des espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts qui sont présentes à des échelles choisies | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 600 km² | 900 km² | 400 km² | 100 km² |
| <1,0 | jusqu'à 67 | jusqu'à 53 | jusqu'à 48 | jusqu'à 32 |
| 1,0-2,0 | 67-75 | 53-61 | 48-54 | 32-36 |
| 2,0-5,0 | 75-85 | 61-71 | 54-62 | 36-42 |
| 5,0-7,5 | 85-89 | 71-76 | 62-65 | 42-45 |
| 7,5-10,0 | 89-93 | 76-79 | 65-68 | 45-46 |
| >10,0 | >93 | >79 | >68 | >46 |

**Annexe 5 – Tableau 5. Réponse prévue de toutes les espèces d'oiseaux forestiers au pourcentage de couvert forestier dense à plus de 200 mètres de la lisière**

| Pourcentage de couvert forestier intérieur dense | Pourcentage des espèces prévues d'oiseaux forestiers qui sont présentes à des échelles choisies | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 600 km² | 900 km² | 400 km² | 100 km² |
| <0,5 | jusqu'à 87 | jusqu'à 79 | jusqu'à 73 | jusqu'à 59 |
| 0,5-1,0 | 87-88 | 79-81 | 73-75 | 59-61 |
| 1,0-2,0 | 88-90 | 81-83 | 75-76 | 61-62 |
| 2,0-3,0 | 90-91 | 83-84 | 76-77 | 62-63 |
| 3,0-4,0 | 91-92 | 84-85 | 77-78 | 63-64 |
| >5,0 | >92 | >86 | >79 | >64 |

**Annexe 5 – Tableau 6. Réponse prévue des espèces d'oiseaux de l'intérieur des forêts au pourcentage de couvert forestier dense à plus de 200 mètres de la lisière**

| Pourcentage de couvert forestier intérieur dense | Pourcentage des espèces prévues d'oiseaux de l'intérieur des forêts qui sont présentes à des échelles choisies | | | |
|---|---|---|---|---|
| | 1 600 km² | 900 km² | 400 km² | 100 km² |
| <0,5 | jusqu'à 75 | jusqu'à 64 | jusqu'à 56 | jusqu'à 38 |
| 0,5-1,0 | 75-80 | 64-69 | 56-60 | 38-41 |
| 1,0-2,0 | 80-86 | 69-74 | 60-64 | 41-44 |
| 2,0-3,0 | 86-89 | 74-77 | 64-66 | 44-46 |
| 3,0-4,0 | 89-92 | 77-79 | 66-68 | 46-47 |
| >5,0 | >94 | >80 | >69 | >48 |

Photo de SCF

Photo de Eric Dresser